

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN MONISTESARJA

Nro 270

METSÄNLANNOITUS VESISTÖJEN
REHEVÖITTÄJÄNÄ

Matti Saura

V E S I - J A Y M P Ä R I S T Ö H A L L I T U K S E N
M O N I S T E S A R J A

Nro 270

METSÄNLANNOITUS VESISTÖJEN
REHEVÖITTÄJÄNÄ

Matti Saura

Vesi- ja ympäristöhallitus
Helsinki 1990

Tekijä on vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

Julkaisua saa Tampereen vesi- ja ympäristöpiiristä.

ISBN 951-47-3054-2
ISSN 0783-3288

Painopaikka: Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo,
Helsinki 1990.

Julkaisija

Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämääräTekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

Matti Saura

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Metsänlannoitus vesistöjen rehevöittäjänä

Julkaisun laji

*

ToimeksiantajaToimielimen asettamispvmJulkaisun osat

*

Tiivistelmä

Kalliojärven tutkimusalueella on arvioitu metsänlannoitteiden kesälevityksen vaikutuksia ravinnehuuhtoutumiin ja huuhtoutumien vaikutuksia järven tilaan. Valuma-alueesta lannoitettiin lentolevityksenä kolmannes heinäkuun lopulla 1988.

Järveen tuleva fosforikuormitus oli 83,4 kg ensimmäisenä lannoituksen jälkeisenä vuonna. Lannoituksen osuudeksi arvioitiin noin 60 kg. Noin 80 % kokonaiskuormituksesta oli leville heti käyttökelpoista, liukoista fosfaattifosforia. Pääosa (70 %) fosforikuormituksesta huuhtoutui helmi - huhtikuussa. Tulokset viittaavat siihen, että kivennäismaalle levitetty fosfori ei olisi huuhtoutunut käytännössä lainkaan, ja että lähes kaikki lannoiteteista huuhtoutunut fosfori olisi peräisin soilta. Tämä merkitsisi, että lähes 7 % soille levitetystä fosforist olisi huuhtoutunut ensimmäisen vuoden aikana. Huuhtoutumiseen on vaikuttanut vesiliukoisen fosforin suuri osuus (20 %), sääolosuhteet sekä ilmeisesti se, että kyseessä oli jatkolannoitus. Tulokset tukevat aikaisempia havaintoja karujen suotyyppien heikosta fosforinpidätyskyvystä.

Heti lannoituksen jälkeen lannoitettujen alueiden valumavesien ammonium- ja nitraattityppipitoisuudet olivat korkeita (suurin kokonaistypipitoisuus $18000 \mu\text{g l}^{-1}$), mutta tasaantuivat muutamassa viikossa. Lannoitus lähes kaksinkertaisti valuma-alueelta huuhtoutuneen keskimääräisen typpikuormituksen luonnontilaiseen metsäma-alueen huuhtoutuma-arvioon verrattuna. Lannoituksen arvioitiin lisänneen typen huuhtoutumia 7 - 15 kg lannoitushehtaaria kohti ensimmäisenä lannoituksen jälkeisenä vuonna. Tämä vastaa 5 - 10 % lannoitteena levitetystä tyyppistä. Vuosi lannoituksesta näyttää typen huuhtoutuminen miltei lakanneen. Sen sijaan lannoitefosforin huuhtoutuminen on pitkäkestoista. Fosforipitoisuus oli lannoitetulta suoalueelta tulevassa vedessä $220 \mu\text{g l}^{-1}$ syksyllä 1989, eli samalla tasolla kuin edellisellä syksynä lannoituksen jälkeen.

Järven a-klorofyllipitoisuutta kokonaisfosforipitoisuuden avulla ennustavien kaavojen käyttökelpoisuus tämän tutkimuksen aineistoon oli huono. Kaavojen tulokset poikkesivat toisistaan ja yliarvioivat todellisuutta havaitulla keskimääräisellä kokonaisfosforipitoisuustasolla. Kalliojärvi oli rehevyysluokitusten perusteella eutrofinen ensimmäisenä lannoituksen jälkeisenä kasvukautena. Voimakas rehevöitymisvaihe keskittyi kevääseen. Ilman lannoituksia rehevyytason arvioitiin olevan oligotrofian ja mesotrofian rajoilla. Huuhtoutuman tyyppi-fosforisuhteen aleneminen ja voimakas keväinen kuormitus ovat voineet vaikuttaa *Anabaena flos-aquae* -sinilevän runsastumiseen järvestä loppukesällä.

Asiasanat (avainsanat)

Metsänlannoitus, huuhtoutuminen, rehevöityminen

Muut tiedotSarjan nimi ja numero

Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 270

ISBN

951-47-3054-2

ISSN

0783-3288

Kokonaissivumäärä

71

Kieli

suomi

HintaLuottamuksellisuus

julkinen

Jakaja

Tampereen vesi- ja ympäristöpiiri

Kustantaja

Vesi- ja ympäristöhallitus

puh. 931 - 2420 111

1	JOHDANTO	2
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	3
2.1	Alueen kuvaus	3
2.2	Metsänlannoitukset	5
2.3	Säähavainnot	6
2.4	Virtaamamittaukset	7
2.5	Vedenlaatumittaukset	9
2.6	Perifytontutkimus	11
2.7	Fosforimalli	11
2.8	Järven rehevyystason arviointi	16
3	TULOKSET	17
3.1	Hydrologiset tulokset	17
3.2	Huuhtoutuneet ravinnemäärät	19
3.21	Fosfori	19
3.22	Typpi	22
3.3	Järvitulokset	25
3.31	Vesianalyysit	25
3.32	Perifyton	29
3.33	Fosforimalli	31
3.34	Järven rehevyystason arviointi	32
4	TULOSTEN TARKASTELU	33
4.1	Lannoitusten vaikutukset huuhtoutumaan	33
4.11	Fosfori	33
4.12	Typpi	38
4.2	Huuhtoutumien vaikutus järven tilaan	40
4.21	Perifyton	40
4.22	Veden a-klorofyllipitoisuus	41
4.23	Sinileväesiintymä	41
4.24	Järven rehevyystaso a-klorofyllipitoisuuden mukaan	45
4.3	Metsänlannoitus vesistöjen hajakuormittajana	47
5	JOHTOPÄÄTÖKSET	49
6	KIRJALLISUUS	50
LIITTEET 1-11		

1 J O H D A N T O

Hajakuormituksen osuus vesistöihin virtaavissa ravinnemäärissä on kasvanut. Hajakuormituslähteiden erottaminen toisistaan on tärkeää, jotta vesiensuojelutoimenpiteet voitaisiin kohdistaa oikein ja niistä saataisiin mahdollisimman suuri hyöty.

Metsätaloustoimenpiteiden vaikutuksia vesistöjen luonnontalouteen ja rehevöitymiskehitykseen on tutkittu hyvin niukasti. Suomalaiset alan tutkimukset ovat perustuneet sedimenttikartoituksiin (esim. Simola 1983, 1988).

Metsänlannoitusala oli vuonna 1987 noin 87000 ha (Uusitalo 1989). Turvemaan osuus oli tästä noin kolmannes. Metsänlannoitteina on myyty 1980-luvulla fosforia keskimäärin 2000 t a⁻¹ ja typpeä noin 8000 t a⁻¹. Metsä 2000 -ohjelma esittää lannoitusalojen huomattavaa lisäämistä.

Metsänlannoitteiden huuhtoutumista ja vaikutuksia valumaveden ominaisuuksiin on seurattu useissa kotimaisissa tutkimuksissa (esim. Karsisto 1970, Kenttämies 1977, Kauppi 1979). Metsänlannoituksesta aiheutuvan ravinnekuorman merkitystä vesistöjen rehevöitymisessä on pidetty melko vähäisenä muihin kuormituslähteisiin verrattuna (Vesihallitus 1979). Turvemaan talvilevityskokeessa olivat keväiset fosforihuuhtoutumat kuitenkin huomattavan korkeita (Ahti ja Paarlahti 1988). Lisäksi metsänlannoituksesta johtuvan fosforihuuhtoutuman on todettu olevan pitkäaikaista (Kenttämies 1981, Ahti 1983). Näiden seikkojen vuoksi metsänlannoitus voi olla aikaisempaa käsitystä suurempi vesistöjen kuormittaja.

Kotimaisia tutkimuksia, joissa seurataan metsänlannoitteiden huuhtoutumisen lisäksi vaikutuksia vastaanottavassa vesistössä, ei ole olemassa. Tässä tutkimuksessa on tarkoitus arvioida metsänlannoitteiden kesälevityksen vaikutuksia valumavesien laatuun ja järviekosysteemin tilaan tyypillisessä metsätalousalueen pienjärvessä. Pääpaino on lannoituksesta aiheutuvan ravinnelisyksen merkityksessä järven rehevöitymiseen.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 ALUEEN KUVAUS

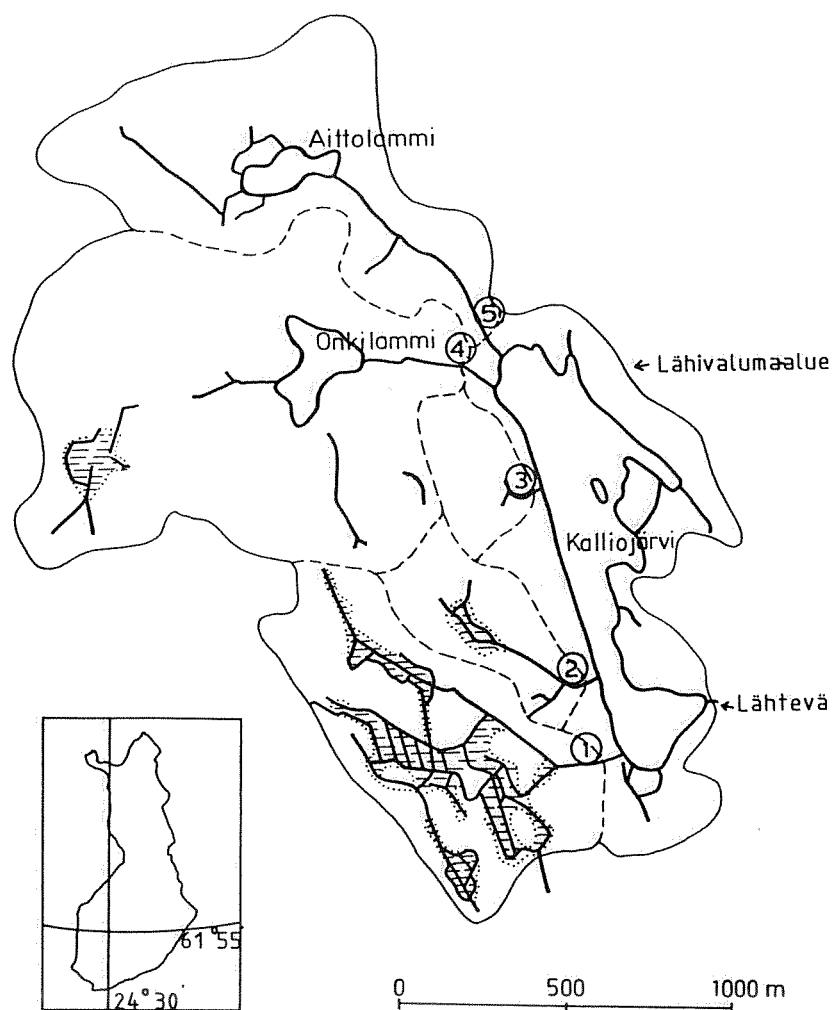
Tutkimuskohteena on Juupajoen kunnassa Lylyn kylässä sijaitseva Kalliojärvi ($61^{\circ}55' \text{ N}$, $24^{\circ}30' \text{ E}$), joka kuuluu Längelmäveden vesistöön (vesistöalue 35.757). Kalliojärven valuma-alueella ei ole ollut muita maankäyttömuotoja kuin metsätaloutta, joten se soveltuu erityisen hyvin metsätaloudellisten toimenpiteiden vaikutusten tutkimuskohteeksi.

Kalliojärvi on tyypillinen latvavesien pienjärvi, jolle on ominaista valuma-alueelta huuhtoutuva orgaaninen aines. Järnefeltin (1958) luokittelun perusteella Kalliojärvi on polyhumosinen (väriluku 100 mg Pt l^{-1} ja näkösyvyys $2,0 \text{ m}$). Tällaiselle humusjärvelle on tyypillistä ohut tuottava kerros, jyrkkä harppauskerros ja ajoittain hapeton alusvesi (Ilmavirta 1983).

Järven morfologiset ominaisuudet ovat seuraavat:

pinta-ala	25,0	ha
keskisyvyys	4,4	m
suurin syvyys	13,0	m
tilavuus	$1,1 \cdot 10^6$	m^3
teor. viipymä	13	kk

Valuma-alueen koko luusuassa on 309 ha (kuva 1). Se voidaan jakaa 5 osavaluma-alueeseen ja lähivaluma-alueeseen (taulukko 1). Osavaluma-alueiden 1 ja 2 suot, jotka käsittävät pääosan valuma-alueen turvemaasta, on ojitettu 1968 (taulukko 2).



Kuva 1. Kalliojärven valuma-alue

Taulukko 1. Kalliojärven osavaluma-alueiden ominaisuudet.

Osavaluma-alue	Pinta-ala ha	Suota		Lampia	
		ha	%	ha	%
1	51	21	40	0	0
2	16	4	25	0	0
3	9	0	0	0	0
4	104	7	7	3	3
5	59	3	5	2	3
Lähivaluma-alue	45	4	9	0	0
Yhteensä:	284	39	14	5	2

Taulukko 2. Osavaluma-alueiden 1 ja 2 soiden ominaisuudet.

Osavaluma- alue	Suotyyppi	Pinta-ala ha	Puumäärä $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$	Puuston ikä v
1	Rämemuuttuma	16	75	50
	Räme	1	100	45
	Korpimuuttuma	2	110	75
	Korpiojikko	1	210	85
	Korpi	1	170	85
2	Korpimuuttuma	4	210	80

2.2 METSÄNLANNOITUKSET

Alue lannoitettiin lentolevityksenä 25.-31.7.1988. Käytetyt lannoitteet olivat metsän NP -lannoite (fosforia 18 kg ha^{-1} , typpeä 150 kg ha^{-1}), jonka levitysala oli 74 ha, sekä suometsän PK -lannoite (fosforia 40 kg ha^{-1}), jonka levitysala oli 26 ha. Lannoituksen osuus osavaluma-alueiden pinta-aloista oli seuraavan jaotelman mukainen:

Osavaluma-alue	%
1	96
2	81
3	67
4	31
5	0
Lähivaluma-alue	0

Lannoitteiden fosforista oli ilmeisesti 20 % vesiliukoisessa muodossa. Valuma-alueelle levitettiin fosforia yhteensä 2390 kg ja typpeä 11200 kg (taulukko 4).

Todennäköisesti osavaluma-alueiden suot saivat peruslannoituksen vuonna 1968 suoritettun ojituksen jälkeen. Viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana alueella on suoritettu useita metsänlannoituksia (taulukko 3).

Taulukko 3. Kalliojärven valuma-alueella tehdyt lannoitukset ja toimenpidealat ajanjaksolta 1970 - 1988. U = urea, A = ammoniumnitraatti, Y = typpirikas y-lannoite, NP = metsän NP-lannoite, PK = suometsien PK-lannoite.

Vuosi	Lannoite- laji	Määrä kg ha ⁻¹	Alueiden koot (ha)					Lähivaluma- alue	Yht.
			Osavaluma-alueet						
			1	2	3	4	5		
1970	U	250				0,5			0,5
1973	A	450	16	12	9	7	8	45	97
1979	Y	650	17	11				10	38
1984	NP	600						8	8
1988	NP	600	28	13	6	27			74
1988	PK	450	21			5			26

Taulukko 4. Kalliojärven valuma-alueelle lannoitteena annetut fosfori- ja typpimäärät ajanjaksona 1970-1987 ja vuonna 1988 (Lannoitteiden koostumukset: Kemira 1985).

Osavaluma-alue	Fosfori (kg)			Typpi (kg)		
	1970-1987	1988	Yht.	1970-1987	1988	Yht.
1	460	1350	1810	4730	4240	8970
2	300	240	540	3320	1980	5300
3		110	110	1420	930	2350
4		690	690	1150	4050	5200
5				1260		1260
Lähivaluma-alue	430		430	9590		9590
Yhteensä	1190	2390	3580	21470	11200	32670

2.3 SÄÄHAVAINNOT

Vuoden 1988 syksyllä satoi tutkimusalueella normaalia enemmän. Maa routaantui marraskuussa vahvasti ja loppuvuodesta satoi paljon lunta. Tammikuun 1989 alussa alkoi lauha jakso, joka jatkui maaliskuun loppuun. Tänä aikana myös sademäärät olivat suuria ja tulivat osaksi vetenä. Kasvukausi alkoi

keväällä pari viikkoa keskimääräistä aikaisemmin. Kesäkuun loppupuolella alkoi vähäsateinen kausi. Tutkimusjakson sää oli siis poikkeuksellinen. Lähimmät sadeasemat ovat Juupajoen Hyytiälän sadeasema, jonka etäisyys tutkimusalueelta on 13 km sekä Kuoreveden lentoasema, jonne on matkaa 16 km (taulukko 5).

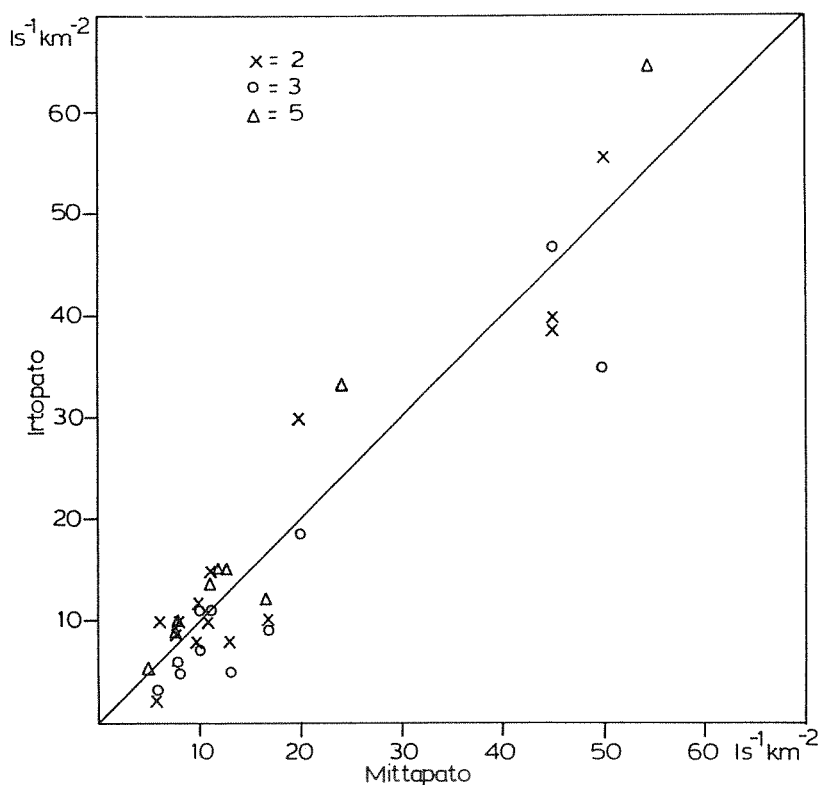
Taulukko 5. Kahden läheisen sadeaseman sademäärät (mm) kuukausittain tutkimusajanjaksolta. Suluissa on vuosien 1931 - 1960 keskiarvot. Tiedot on kerätty Ilmatieteen laitoksen hydrologisista kuukausitiedotteista.

Vuosi	kk	Sademäärät (mm)			
		Juupajoki		Kuorevesi	
1988	8	91	(79)	106	(73)
	9	91	(65)	87	(62)
	10	57	(64)	58	(58)
	11	13	(60)	15	(51)
	12	64	(52)	46	(43)
1989	1	53	(44)	41	(38)
	2	65	(34)	45	(29)
	3	60	(31)	54	(25)
	4	46	(39)	51	(33)
	5	41	(44)	43	(44)
	6	47	(53)	45	(49)
	7	99	(77)	95	(73)

2.4 VIRTAMAMITTAUKSET

Jatkuva vedenkorkeuden ja virtaaman mittaus ojasta 4 on suoritettu limnigrafilla varustetulla Thompsonin ylisyöksypadolla 1.3.1989 alkaen ja ojasta 1 alkaen 8.3.1989. Ojassa 1 oli ajanjaksona 6.9. - 29.11.1989 limnigrafia ja vedenkorkeuden mittauspiste. Tämän ajanjakson piirturipaperit luettiin purkautumiskäyrän mukaan, joka oli määritetty vastaavana ajanjaksona tehtyjen irtopatomittausten perusteella. Muina aikoina sekä muista ojista virtaama mitattiin irtopadolla aina näytteenoton yhteydessä.

Koska ojan 1 ylisyyksypadon ja ojien 2 ja 3 irtopatomittaus-
ten välillä oli yhteneväisyys valuma-alueiden suhteessa,
kohdennettiin ylisyyksypadon tulokset myös alueille 2 ja 3
(kuva 2). Samoin on tehty hydrologialtaan samankaltaisten
alueiden 4 ja 5 kesken.



Kuva 2. Mittapatojen ja irtopatomittauksien hetkellisten valumi-
en yhteys. Ojan 1 mittapadon arvoja verrattu ojien 2 ja 3
irtopatomittauksiin. Ojan 4 mittapadon arvoja verrattu ojan
5 irtopatomittauksiin.

Ajanjaksoilla 1.8.1988 - 5.9.1988 ja 30.11.1988 - 28.2.1989
ei tutkimusalueella ole suoritettu jatkuvaa virtaamamittaus-
ta. Näinä ajanjaksoina on käytetty läheisen vesi- ja ympä-
ristöhallituksen ns. pienen valuma-alueen Paunulanpuron valu-
ma-arvoja, jotka on kohdennettu Kalliojärven osavaluma-alueil-
le. Paunulan mittapadon etäisyys tutkimusalueesta on 28 km.

Luusuan purkautumiskäyrä on määritetty irtopato- ja siivik-
komittauksien perusteella (Vesihallitus 1984).

2.5 VEDENLAATUMITTAUKSET

Viiden Kalliojärveen tulevan ja järvestä lähtevän ojan vedestä on otettu näytteitä 9.8.1988 alkaen sekä järven kahdesta pisteestä 12.8.1988 alkaen (kuva 3, taulukko 6). Järven vesinäytteet on otettu Ruttner-tyyppisellä ottimella ja a-klorofyllinäytteet 2 m putkinoutimella (Vesihallitus 1982).

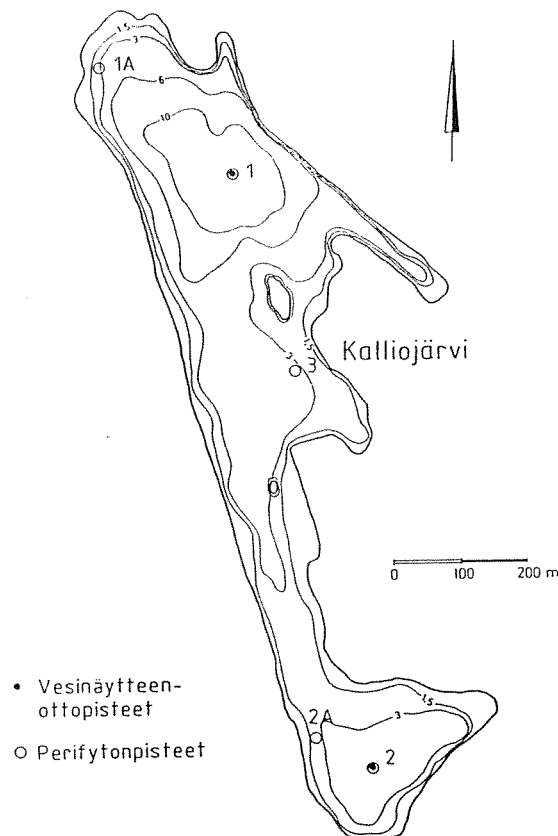
Taulukko 6. Näytteenottoajankohdat.

Vuosi	1988															
Kuukausi	Elokuu				Syyskuu				Lokakuu				Marraskuu			
Viikko	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47
Ojapisteet	x	x		x		x	x		x		x			x		
Järvipisteet	x			x			x		x		x			x		

Vuosi	1988					1989													
Kuukausi	Joulukuu					Tammikuu					Helmikuu					Maaliskuu			
Viikko	48	49	50	51	52	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Ojapisteet							x					x	x	x		x		x	x
Järvipisteet							x					x				x			x

Vuosi	1989															
Kuukausi	Huhtikuu				Toukokuu				Kesäkuu				Heinäkuu			
Viikko	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Ojapisteet	x	x	x		x		x			x		x				x
Järvipisteet					x			x		x				x		
Perifyton							xxxx			xxxx				xxxx		

Vuosi	1989															
Kuukausi	Elokuu				Syyskuu				Lokakuu				Marraskuu			
Viikko	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46
Ojapisteet	x	x					x		x		x		x			x
Järvipisteet	x						x				x					x
Perifyton	xxxx				xxxx			xxxx								



Kuva 3. Kalliojärven syvyyskartta ja näytteenottopisteet

Vesinäytteistä on tehty seuraavat analyysit Tampereen vesi- ja ympäristöpiirin laboratoriossa. Määritykset on tehty vesiviranomaisten käyttämällä menetelmillä (Vesihallitus 1981), ellei toisin mainita.

- sameus (SFS 3024, 1989)
- kiintoaine
- sähkönjohtavuus
- gran -alkaliniteetti (Mäkinen 1987)
- pH
- väriluku (SFS 3023, 1987)
- COD_{Mn} (Vesihallitus 1979)
- kokonaistyyppi
- nitraattityppi
- nitriittityppi
- ammoniumtyppi
- kokonaisfosfori (SFS 3026, 1986b)
- suodatettu (0,45 µm) fosfaattifosfori (SFS 3025, 1986a)

Lisäksi järvipisteistä on määritetty:

- näkösyvyys
- lämpötila
- happi
- rauta
- mangaani
- a-klorofylli 0 - 2 m (SFS 3013, 1983)

2.6 PERIFYTONTUTKIMUS

Laajassa merkityksessä perifytonilla tarkoitetaan vedessä kiinteiden pintojen päällä eläviä organismeja (Sladeckova & Sladecek 1977). Tämän päällyskasvuston tutkimiseen voidaan käyttää joko luonnon- tai keinoalustoja. Käytännön tutkimuksissa käytetään yleensä keinoalustainkubointeja niiden paremman vertailukelpoisuuden vuoksi. Päällyskasvustoa pidetään herkkänä lisääntyvän ravinnekuormituksen vaikutukselle erityisesti rehevöitymisen alkuvaiheessa (Wetzel 1983).

Tässä työssä on käytetty keinoalustoina diakehyksissä olevia lasikuitusuodattimia (Whatman GF/C) (Heinonen ja Herve 1984). Inkubointipisteet 1 ja 2 olivat samat kuin vesinäytteenottopisteet (kuva 3). Piste 3 sijaitsi pitkänomaisen järven puolivälissä. Inkubointipisteet 1A ja 2A, joita ei ensimmäisenä inkubointijaksona ollut, sijaitsivat litoraalivyöhykkeen reunoilla järven eri päissä. Tarkoituksena oli selvittää pääasiassa järven eteläpäähän tulleen ravinnekuormituksen vaikutusta päällyskasvustoon järven eri osissa.

Alustoja inkuboitiin 0,5 m syvyydessä kuudessa jaksossa kesän 1989 aikana (taulukko 6). Rinnakkaisalustoja oli 4 kpl pystysuuntaisesti ripustettuna kelluvaan telineeseen (Eloranta ja Kunas 1976). Inkubointiaika oli 2 viikkoa. Sekä rinnakkaisnäytteiden (Leskinen 1983) että eri inkubointipaikkojen (Kairesalo 1983) vertailukelpoisuuden on todettu heikkenevän inkubointiajan pidentyessä. Liian lyhyessä ajassa taas ei ehdi tapahtua organismien kasaantumista alustoille. Lasikuitusuodattimilta analysoitiin a-klorofyllipitoisuus (SFS 3013, 1983b).

2.7 FOSFORIMALLI

Järven kokonaisfosforipitoisuuden ennustamiseen erilaisilla kuormitusvaihtoehtoilla on kehitetty fosforimalleja. Fosforimallin käyttäminen edellyttää järven fosforitaseen eli lähtevien ja tulevien fosforimäärien laskemista.

Ojien ainevirtaamat on laskettu menetelmällä, jossa näytteenottohetken pitoisuuden oletetaan pysyvän samana edellisen näytteenottokerran puolivälistä seuraavan näytteenottokerran puoliväliin (Wartiovaara 1975). Ajanjakso oli yksi vuosi heinäkuussa 1988 suoritetusta lannoituksesta. Ilmakehästä järveen tullut kuormitus laskettiin Järvisen ja Vännin (1989) aineistoon perustuen. Järvestä lähtevä fosforimäärä on laskettu seuraavien kaavojen mukaan (Frisk ja Kylä-Harakka 1981):

$$c = \frac{\sum A_i c_i}{\sum A_i} \quad (1)$$

c = fosforin keskipitoisuus (mg m^{-3})

A_i = näytteenottohetken virtaama ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

c_i = näytteenottohetken fosforipitoisuus (mg m^{-3})

$$Q = \frac{\sum Q_i}{n} \quad (2)$$

Q = luusuan keskivirtaama ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

Q_i = virtaamahavainnot ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

n = virtaamahavaintojen lukumäärä

$$O = cQ \quad (3)$$

O = fosforin poistuma järvestä (mg s^{-1})

Olettamalla, että järven fosforimäärä ei tarkastelujakson aikana muutu, voidaan järven fosforitase esittää muodossa

$$I - S - O = 0 \quad (4)$$

I = fosforin kokonaiskuormitus (mg s^{-1})

S = fosforin nettosedimentaatio (mg s^{-1})

Fosforin nettosedimentaation arvioimiseksi tarvitaan fosforin pidättymiskerroin, joka on laskettu Lappalaisen (1977) esittämällä kaavalla

$$R = \frac{0,9 (I/Q-6)T}{(I/Q-6)T+200} \quad (5)$$

T = teoreettinen viipymä (kk)

Dillon ja Rigler (1974b) ja Lappalainen (1974) ovat toisistaan riippumatta esittäneet mallin, jossa pidättymiskertoimen osoittama osuus fosforikuormituksesta sedimentoituu

$$S = RI \quad (6)$$

Vollenweider (1969) on esittänyt sedimentaation järven fosforipitoisuuden funktiona

$$S = \sigma cV \quad (7)$$

c = järven fosforipitoisuus (mg m^{-3})

V = järven tilavuus (m^3)

σ = sedimentaatiokerroin (s^{-1})

Nämä kaksi yhtälöä yhdistämällä saadaan

$$RI = \sigma cV \quad (8)$$

ja

$$\sigma = \frac{RI}{cV} \quad (9)$$

Oletetaan, että järven vesimassa on täysin sekoittunut ja fosforia poistuu vain luusuan kautta. Tämä on ns. CSTR -oletus (esim. Vollenweider 1969, 1975). Tällöin poistuvan veden pitoisuus on sama kuin järven pitoisuus eli poistuma on

$$O = cQ \quad (10)$$

Sijoittamalla kaavat (6) ja (10) kaavaan (4), se voidaan esittää muodossa

$$I - RI - cQ = 0 \quad (11)$$

josta

$$c = \frac{I - RI}{Q} = \frac{(1 - R)I}{Q} \quad (12)$$

Sijoitetaan tämä yhtälö kaavaan (9) ja saadaan sedimentaatiokerroin

$$\sigma = \frac{RI}{((1 - R)I/Q)V} = \frac{R}{(1 - R)V/Q} = \frac{R}{(1 - R)T} \quad (13)$$

CSTR -hydrauliikan mukaan

$$c = \frac{I}{\sigma V + Q} \quad (14)$$

Tulppavirtaushydrauliikassa

$$c = c_0 e^{-\sigma T} \quad (15)$$

$$c_0 = \frac{I}{Q} = \text{järven fosforin alkupitoisuus (mg s}^{-1}\text{)}$$

Kalliojärveen on sovellettu Friskin (1989) esittämää mallia, jossa osan fosforikuormituksesta oletetaan käyttäytyvän CSTR-hydrauliikan mukaisesti, ts. sekoittuvan täydellisesti järven vesimassaan ja osan tulppavirtaushydrauliikan mukaisesti, jolloin sekoittumista ei tapahdu. Tämän mallin valinta perustuu

siihen, että Kalliojärven fosforikuormitus on keskittynyt järven eteläpäähän, jossa myös luusua sijaitsee. Osa tulevasta vedestä virtaa siis lähes suoraan luusuaan.

Malli yhdistää kaavat (14) ja (15) ottamalla tarkasteluun mukaan tulppavirtauskerroimen, joka osoittaa sen osuuden fosforikuormituksesta, joka kulkee järven läpi sekoittumatta vesimasssaan.

$$c = D(I/Qe^{-\sigma T}) + (1 - D)I/(\sigma V + Q) \quad (16)$$

D = tulppavirtauskerroin

Ratkaisemalla tulppavirtauskerroin yhtälöstä (16) saadaan

$$D = \frac{O/Q - I/(\sigma V + Q)}{I/Qe^{-\sigma T} - I/(\sigma V + Q)} \quad (17)$$

Yhtälöllä (17) laskettiin tulppavirtauskerroin D havaitusta aineistosta. Laskettua D :n arvoa käytettiin yhtälössä (16) arvioitaessa järven keskimääräistä fosforipitoisuutta ilman lannoituksia.

Kalliojärven suurin fosforikuormittaja tutkimusjaksona on ollut osavaluma-alueiden 1 ja 2 lannoitetut suot. Fosforihuuhtoutuma ilman lannoituksia on laskettu siten, että valuma-alueelta tulevan kuormituksen oletetaan pysyvän ennallaan lukuunottamatta osavaluma-alueiden 1 ja 2 soita, joiden kuormitukseksi on arvioitu 60 g ha^{-1} (kts. sivu 35). Näiden alueiden kivennäismaan huuhtoutuman on arvioitu olevan 40 g ha^{-1} osavaluma-alueen 3 perusteella (taulukko 7).

Taulukko 7. Kalliojärven osavaluma-alueiden fosforihuuhtoutumat ilman lannoituksia.

Osavaluma-alue	Pinta-ala ha	Fosforihuuhtoutuma g ha ⁻¹
1	21	60
	30	40
2	4	60
	12	40
3	9	40
4	104	110
5	59	70
Lähivaluma-alue	45	40
Keskimäärin		80

2.8 JÄRVEN REHEVYYSTASON ARVIOINTI

Useissa tutkimuksissa on järven kokonaisfosforipitoisuuden ja a-klorofyllipitoisuuden todettu olevan voimakkaassa yhteydessä keskenään. Tätä tietoa on käytetty hyväksi järven rehevyystason arvioimisessa. Myös tässä tutkimuksessa laskettiin fosforin ja a-klorofyllin välinen yhteys tilastollisten mallien avulla (Sakamoto 1966, Dillon ja Rigler 1974a, Jones ja Bachman 1976, Ahl ja Wiederholm 1977, Schindler ym. 1978, Megard 1978, Edmondson ja Lehman 1981, OECD 1982). Laskentakavat ja soveltamisen yksityiskohdat on esitetty kappaleissa 3 ja 4.

Kalliojärven rehevyystasoa arvioitiin kirjallisuudessa esitettyjen rehevyystasoluokittelujen perusteella (Likens 1975, Chapra ja Tarapchak 1976, Welch 1980, OECD 1982) (taulukko 8).

Taulukko 8. Veden a-klorofyllipitoisuuden mukaan tehtyjä rehevyyssluokituksia. Li = Likens (1975), CT = Chapra ja Tarapchak (1976), We = Welch (1980), OECD = OECD (1982).

Rehevyytaso	a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$)			
	Li	CT	We	OECD
Oligotrofia	<3,0	<2,7	<4,0	<2,5
Mesotrofia	2,0 - 15	2,7 - 8,7	4,0 - 10	2,5 - 8,0
Eutrofia	10 - 500	>8,7	10 - 100	8,0 - 25
Hypertrofia			>100	>25

3 T U L O K S E T

3.1 HYDROLOGISET TULOKSET

Ajanjaksoilla, jolloin tutkimusalueella ei ollut jatkuvaa vedenkorkeuden mittausta, on Paunulanpuron mittapadon valuma-arvoja käytetty Kalliojärven valuma-alueella (taulukko 9). Näin laskettuna Kalliojärven osavaluma-alueella 1 tutkimusjakson vuosivalunta oli 308 mm ja osavaluma-alueella 4 se oli 297 mm. Vastaava arvo Paunulanpurolla oli 317 mm.

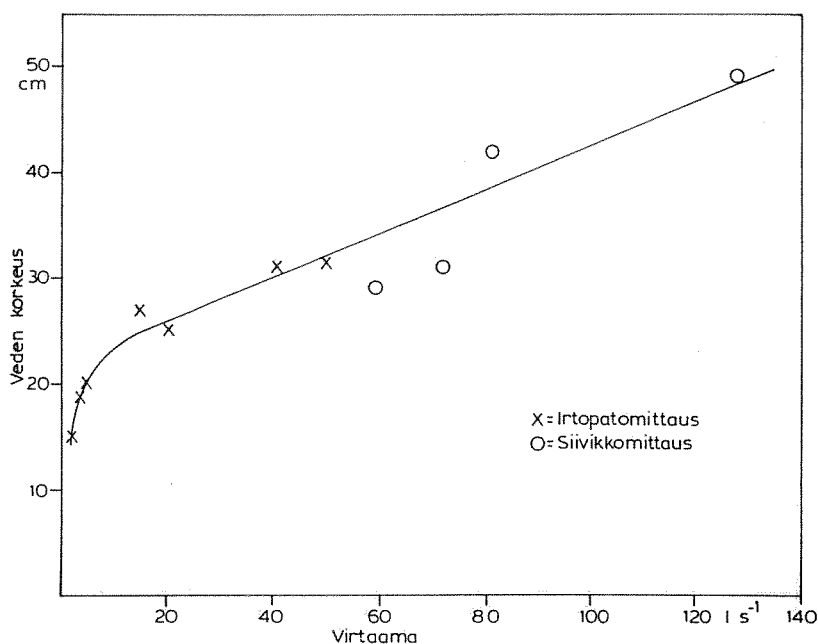
Ojan 1 limnigrafin tulokset on kohdennettu osavaluma-alueille 2 ja 3 valuma-alueiden suhteessa. Samoin on tehty hydrologialtaan samankaltaisten valuma-alueiden 4 ja 5 kesken.

Taulukko 9. Tutkimusalueen limnigrafien ja Paunulanpuron valumien kuukausikeskiarvot ($l\ s^{-1}km^{-2}$) ja valunnat (mm).

¹⁾ Puuttuvat kuukausiarvot on korvattu Paunulanpuron arvoilla.

Vuosi	kk	Osavaluma-alueet				Paunulanpuro	
		1		4			
		$l\ s^{-1}km^{-2}$	mm	$l\ s^{-1}km^{-2}$	mm	$l\ s^{-1}km^{-2}$	mm
1988	8					3,9	10
	9					16,5	43
	10	7,5	20			11,3	30
	11	4,5	12			4,0	11
	12					0,4	1
1989	1					2,1	6
	2					16,4	40
	3	18,0	48	18,0	48	20,9	56
	4	39,2	102	32,7	84	38,0	98
	5	7,6	20	10,1	27	4,6	12
	6	1,9	5	1,6	4	3,1	8
	7	0,8	2	0,8	2	0,8	2
Yht.		308 ¹⁾		297 ¹⁾		317	

Luusuan purkautumiskäyrä määritettiin siivikko- ja irtopatomittausten perusteella (kuva 4).



Kuva 4. Kalliojärvestä lähtevän ojan purkautumiskäyrä siivikko- ja irtopatomittausten mukaan.

3.2 HUUHTOUTUNEET RAVINNEMÄÄRÄT

3.21 F o s f o r i

Valuma-alueelta huuhtoutui fosforia 83,4 kg ensimmäisenä metsänlannoituksen jälkeisenä vuonna. Suurin fosforikuormittaja oli valuma-alue 1, josta huuhtoutui vuodessa 59 kg kokonaisfosforia (taulukko 10). Tämä on melkein 70 % järven fosforikuormasta. Myös pinta-alayksikköä kohti oli osavaluma-alueen 1 huuhtoutuma suurin (taulukko 11). Ojasta 1 mitattujen pH-lukujen keskiarvo oli tarkastelujakson aikana 4,4.

Valuma-alueen 2 vuosihuuhtoutuma oli noin 6100 g. Tämän ojan vesinäytteiden pH-arvo oli keskimäärin 4,5. Osavaluma-alueelta 3 huuhtoutui vuoden aikana kokonaisfosforia noin 380 g eli 40 g ha⁻¹. Ojasta otettujen vesinäytteiden pH-arvojen keskiarvo oli 5,2. Lähivaluma-alueen huuhtoutuma on arvioitu tämän alueen perusteella.

Taulukko 10. Fosforin kuukausihuuhtoutumat osavaluma-alueilta. Suod. = suodatettu (0,45 µm) fosfaattifosfori.

V	Kk	Fosforin kuukausihuuhtoutumat (g kk ⁻¹)									
		Osavaluma-alueet									
		1		2		3		4		5	
		KokP	Suod.	KokP	Suod.	KokP	Suod.	KokP	Suod.	KokP	Suod.
1988	8	950	710	220	110	14	3	250	38	140	31
	9	4600	3400	580	300	73	17	1500	630	610	240
	10	2100	1800	250	180	21	6	960	570	260	110
	11	1600	1400	150	120	46	2	580	380	150	67
	12	5	4	0	0	1	0	2	1	1	0
1989	1	720	640	82	64	0	0	230	200	100	29
	2	10000	9600	1800	1700	31	8	2100	1400	630	260
	3	13000	12000	990	880	35	8	1900	1400	610	160
	4	21000	20000	1600	1300	140	22	3000	1700	1500	310
	5	3200	2700	330	270	16	5	810	300	320	43
	6	790	660	68	47	4	1	130	64	39	18
	7	380	130	29	20	1	0	62	8	18	8
Yht.		59000	53000	6100	5000	380	70	12000	6700	4400	1300

Taulukko 11.- Kalliojärven eri osavaluma-alueilta huuhtoutuneet fosforimäärät ($\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Ajanjakso elokuu 1988 - heinäkuu 1989.

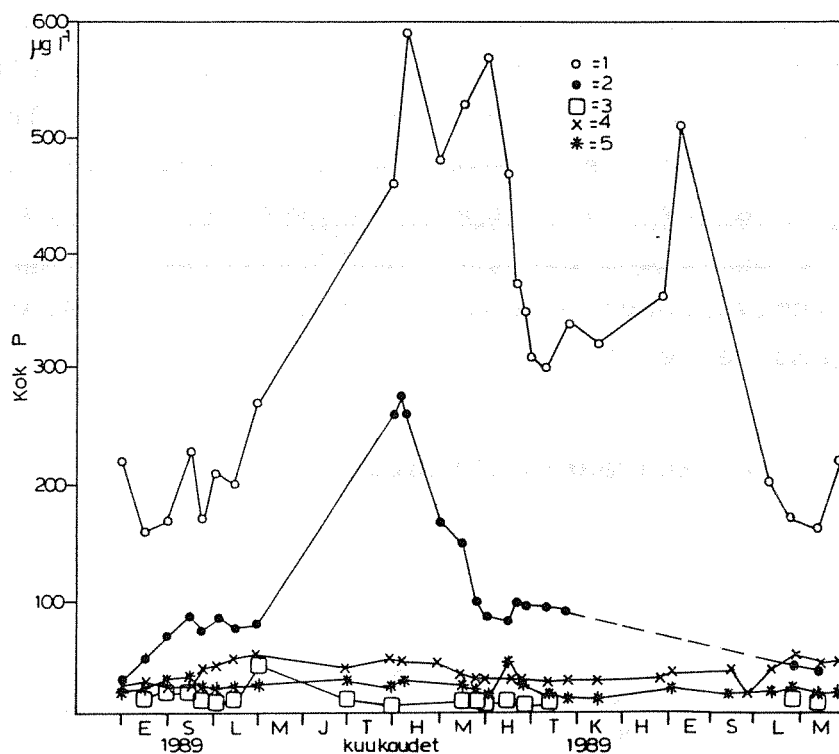
Osavaluma-alue	Huuhtoutumat ($\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)	
	KokP	Suod. $\text{PO}_4\text{-P}$
1	1160	1040
2	380	310
3	40	8
4	110	60
5	70	20
Lähivaluma-alue, arvio	40	8
Koko alueelta k.a.	290	230

Fosforin huuhtoutumat painottuivat erittäin voimakkaasti kevääseen, jolloin valumat olivat suurimmillaan. Keväällä myös ojien 1 ja 2 fosforipitoisuudet olivat korkeita (kuvat 5 ja 6). Ojasta 1 mitattiin helmikuussa kokonaisfosforipitoisuus $590 \mu\text{g l}^{-1}$. Samaan aikaan mitattiin ojasta 2 kokonaisfosforipitoisuus $280 \mu\text{g l}^{-1}$. Muiden ojien fosforipitoisuuksissa ei keväthuippuja ole havaittavissa. Helmi-, maaliskuu- ja huhtikuussa huuhtoutui järven valuma-alueelta 70 % vuoden kokonaishuuhtoutumasta.

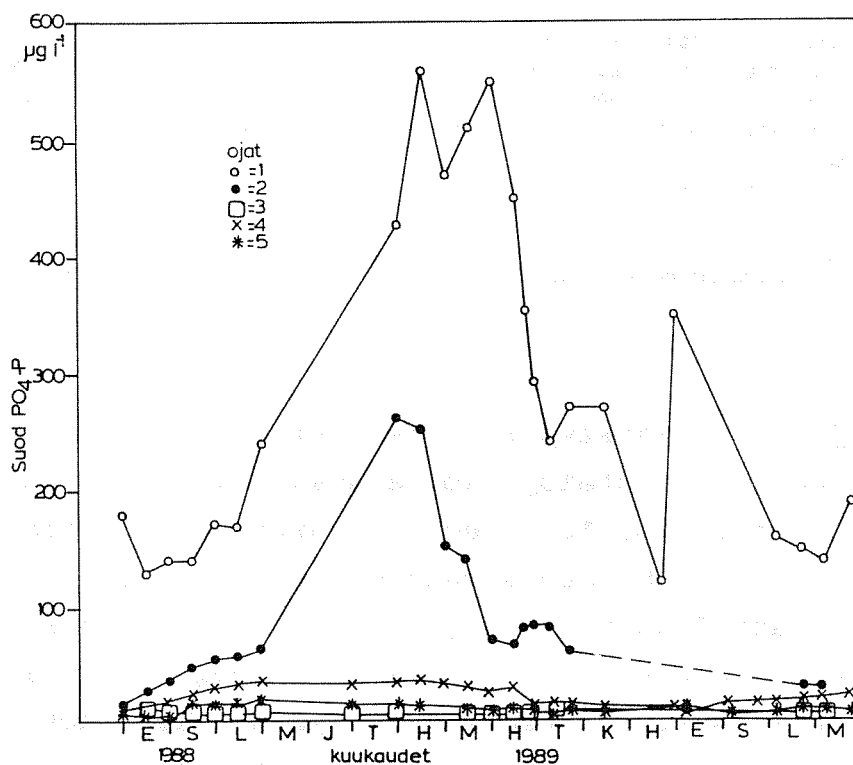
Suodatetun ($0,45 \mu\text{m}$) fosfaattifosforin osuus osavaluma-alueelta 1 huuhtoutuneesta kokonaisfosforista oli tarkastelujakson aikana 90 %. Heti lannoituksen jälkeen osuus oli 75 %. Se kuitenkin nousi tasaisesti huipun ollessa helmikuussa, jolloin keskimäärin 96 % kokonaisfosforista oli liuenneessa epäorgaanisessa muodossa. Osuus pysyi myös alkukesällä suurena. Heinäkuussa, pitkän kuivan jakson jälkeen otetuissa näytteissä, vain 34 % oli liukoista fosfaattifosforia.

Ojan 2 tulokset ovat samansuuntaisia ojan 1 kanssa. Suodatetun fosfaattifosforin osuus oli 50 % vuoden 1988 elokuun näytteissä. Helmikuuhun mennessä se oli noussut 94 %:iin. Keskimäärin 82 % kokonaisfosforista oli liukoista fosfaattifosforia. Liuenneen fosfaattifosforin osuus alueelta 3 huuhtoutuneesta

kokonaisfosforista on pysynyt alhaisena vuoden keskiarvon ollessa alle 20 %.



Kuva 5. Kalliojärveen laskevien ojien kokonaisfosforipitoisuudet



Kuva 6. Kalliojärveen laskevien ojien suodatetun (0,45 µm) fosfaattifosforin pitoisuudet.

3.22 T y p p i

Typpeä huuhtoutui vuoden aikana noin 1100 kg. Suurin kokonaistyyppihuuhtoutuma, noin 340 kg, oli valuma-alueelta 4 (taulukko 12). Lähes yhtä paljon huuhtoutui alueelta 1. Pinta-alayksikköä kohti huuhtoutui alueelta 3 sekä kokonaistyypeä että nitraattityppeä eniten (taulukko 13). Epäorgaanisen typen osuus oli yli 90 % tältä osavaluma-alueelta huuhtoutuneesta kokonaistyyppistä. Ammoniumtyypihuuhtoutumat pinta-alayksikköä kohti olivat suurimmat alueelta 2.

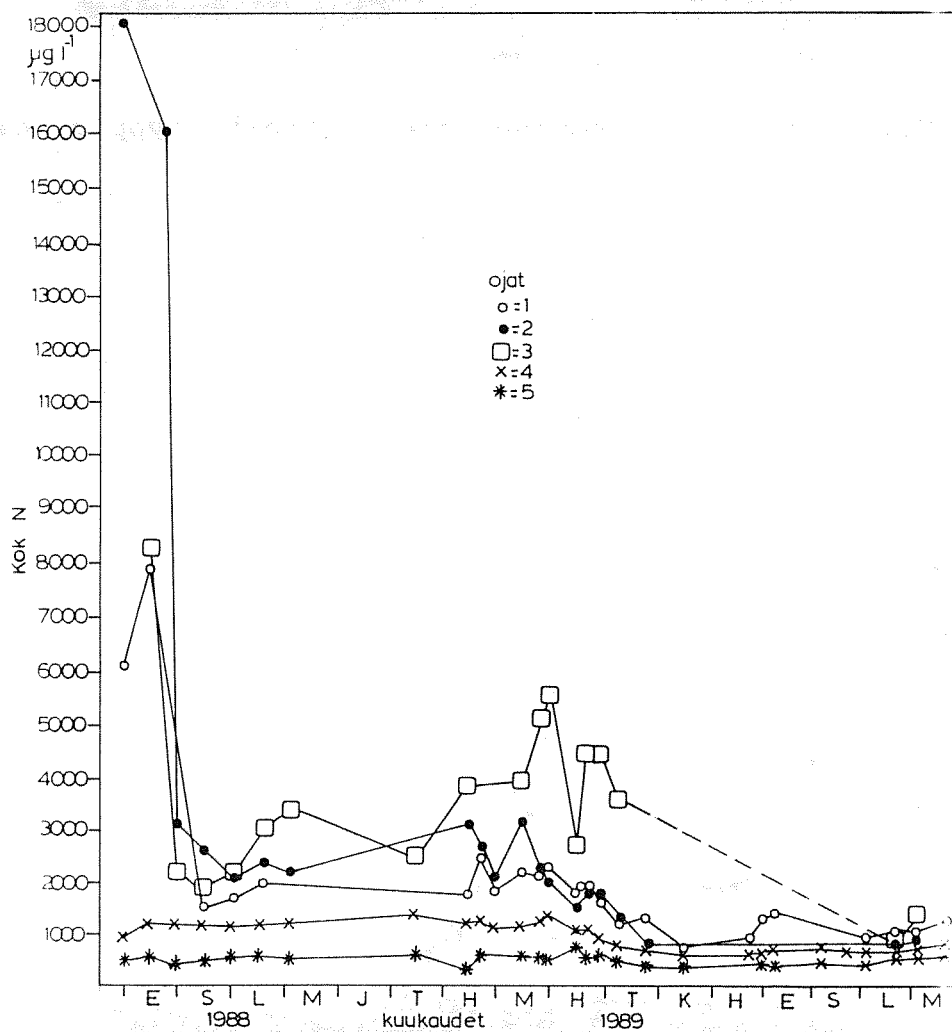
Taulukko 12. Typen kuukausihuuhtoutumat.

V Kk		Typen kuukausihuuhtoutumat (g kk ⁻¹)														
		Osavaluma-alueet														
		1			2			3			4			5		
		KokN	NO ₃ -N	NH ₄ -N	KokN	NO ₃ -N	NH ₄ -N	KokN	NO ₃ -N	NH ₄ -N	KokN	NO ₃ -N	NH ₄ -N	KokN	NO ₃ -N	NH ₄ -N
1988	8	37000	26000	5800	32000	16000	7300	7300	6200	730	13000	6500	340	3100	240	200
	9	46000	14000	13000	22000	8400	8000	8800	6400	66	59000	26000	6200	12000	800	590
	10	19000	7800	5100	7300	3100	2300	4800	4300	92	24000	8500	3300	6400	620	580
	11	13000	5900	4500	4100	1700	1200	3700	3300	81	14000	5100	1800	3500	450	420
	12	40	18	14	13	5	4	11	9	0	44	15	5	11	1	1
1989	1	6200	2800	2200	2000	850	580	40	37	1	8200	2500	1000	2000	280	350
	2	39000	17000	9400	20000	7000	9800	15000	14000	120	52000	23000	5600	8800	2900	1900
	3	52000	24000	11000	18000	7300	7200	20100	18000	170	59000	30000	6300	17000	5600	2300
	4	100000	49000	18000	29000	13000	8800	37000	33000	760	91000	53000	7300	26300	7100	3700
	5	15000	5600	1500	4700	1600	1300	6600	6100	1400	21000	7100	1100	8300	1500	730
	6	2100	200	150	570	150	21	1600	1400	5	2400	160	180	930	44	18
	7	970	25	74	240	63	9	670	600	2	1100	75	24	440	20	8
Yht.		330000	150000	71000	140000	59000	46000	105000	93000	3400	340000	160000	33000	89000	20000	11000

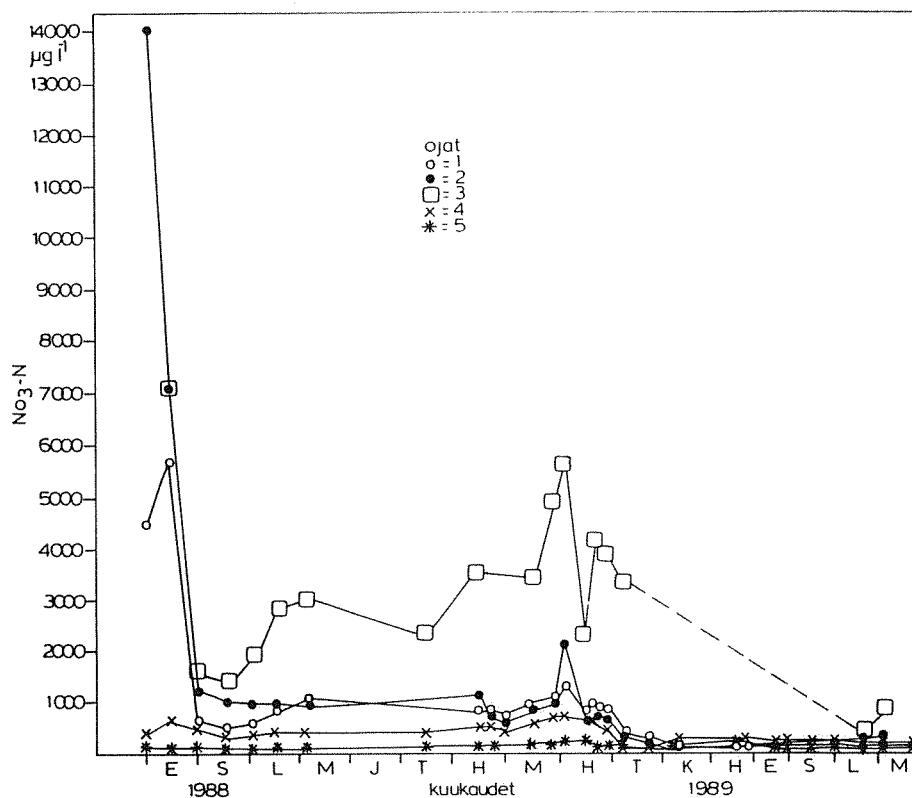
Ojien 1, 2 ja 3 kokonaistyyppipitoisuuksissa havaittiin voimakkaat huiput heti tarkastelujakson alussa (kuva 7). Suurin kokonaistyyppipitoisuus, 18000 µg l⁻¹, mitattiin ojasta 3 elokuun alussa 1988. Samaan aikaan ojassa 2 oli pitoisuus 8500 µg l⁻¹, sekä 6100 µg l⁻¹ ojassa 1. Muissa ojissa pitoisuudet olivat alle 1000 µg l⁻¹. Nitraattityypipitoisuuksissa on havaittavissa samansuuntainen käyttäytyminen kuin kokonaistyyppipitoisuuksissa (kuva 8). Ammoniumtyypipitoisuus on ollut suurimmillaan elokuussa 1988 ojasta 2 otetuista näytteistä (kuva 9).

Taulukko 13. Kalliojärven eri osavaluma-alueilta huuhtoutuneet typpimäärät ($\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). Ajanjakso elokuu 1988 - heinäkuu 1989.

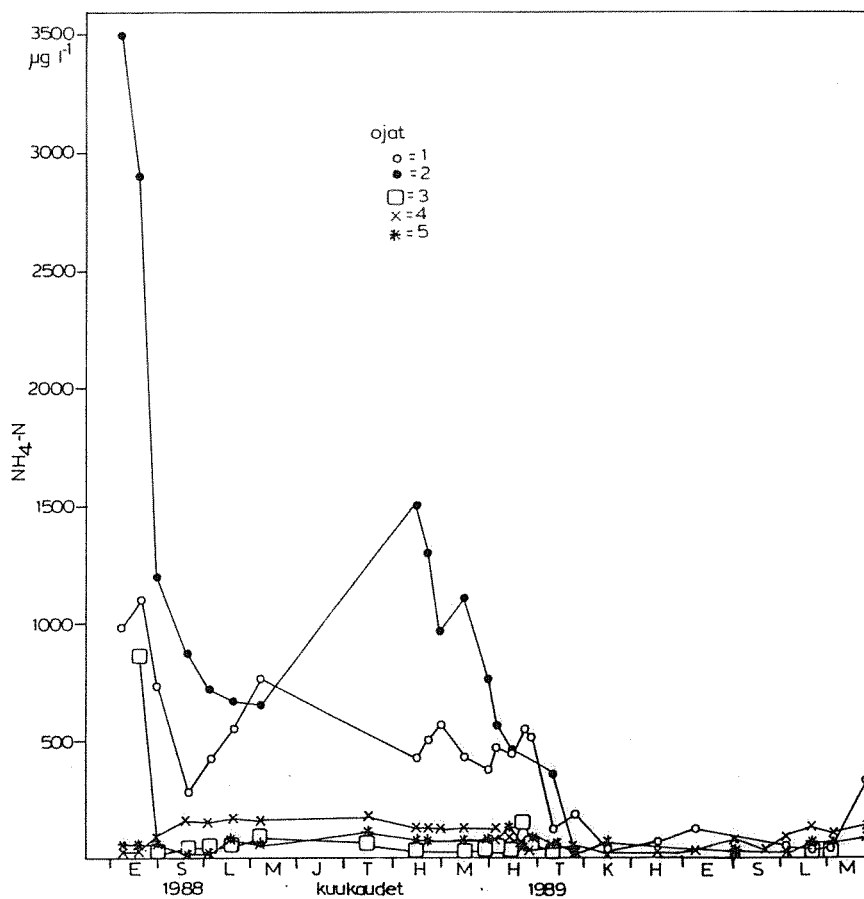
Osavaluma-alue	Huuhtoutumat ($\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)		
	Kok N	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$
1	6500	3000	1400
2	8800	3700	2900
3	11700	10400	380
4	3300	1600	300
5	1500	330	180
Lähivaluma-alue, arvio	2000	300	100
Koko alueelta k.a.	3900	1800	590



Kuva 7. Kalliojärven laskevien ojien kokonaistyyppipitoisuudet.



Kuva 8. Kalliojärveen laskevien ojien nitraattityppipitoisuudet.

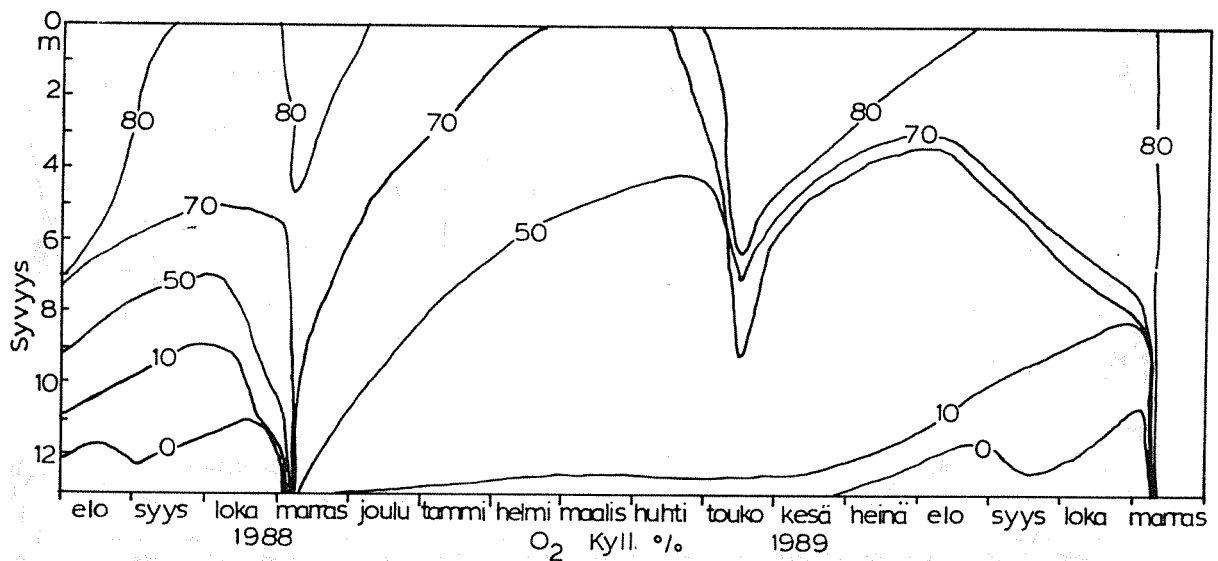


Kuva 9. Kalliojärveen laskevien ojien ammoniumtyppipitoisuudet.

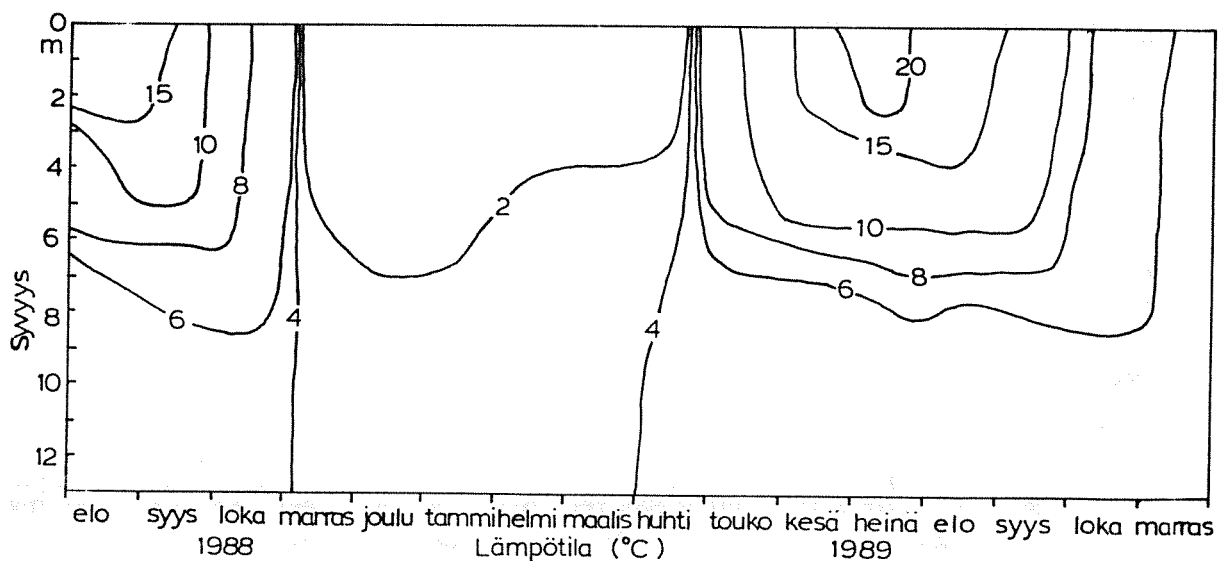
3.3 JÄRVITULOKSET

3.31 Vesianalyysit

Kalliojärven näytteenottopisteen 1 alusveden happitilanne oli huono syksyllä 1988 (kuva 10). Syyskierrossa, mikä alkoi marraskuun alussa (kuva 11), myös syväne hapettui. Keväällä 1989 kierto jäi osittaiseksi. Syvänteeseen happitilanne heikkeni kesän aikana. Syksyn 1989 täyskierto hapetti myös syvänteeseen. Pintaveden kyllästysprosentti oli 73-96 % kesällä 1989.

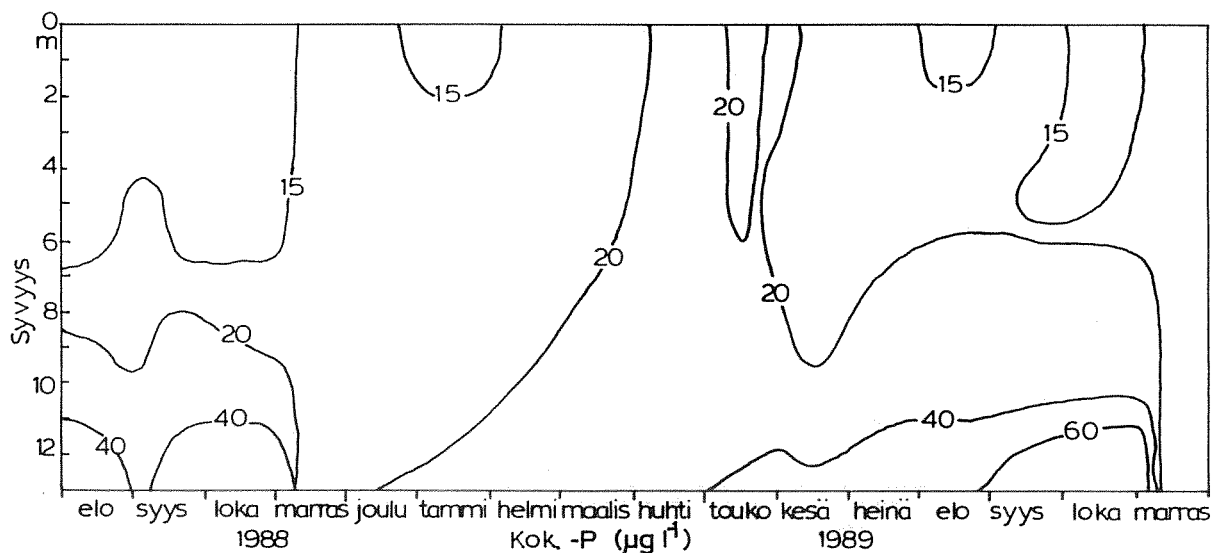


Kuva 10. Kalliojärven syvännepisteen hapen kyllästysprosentti.

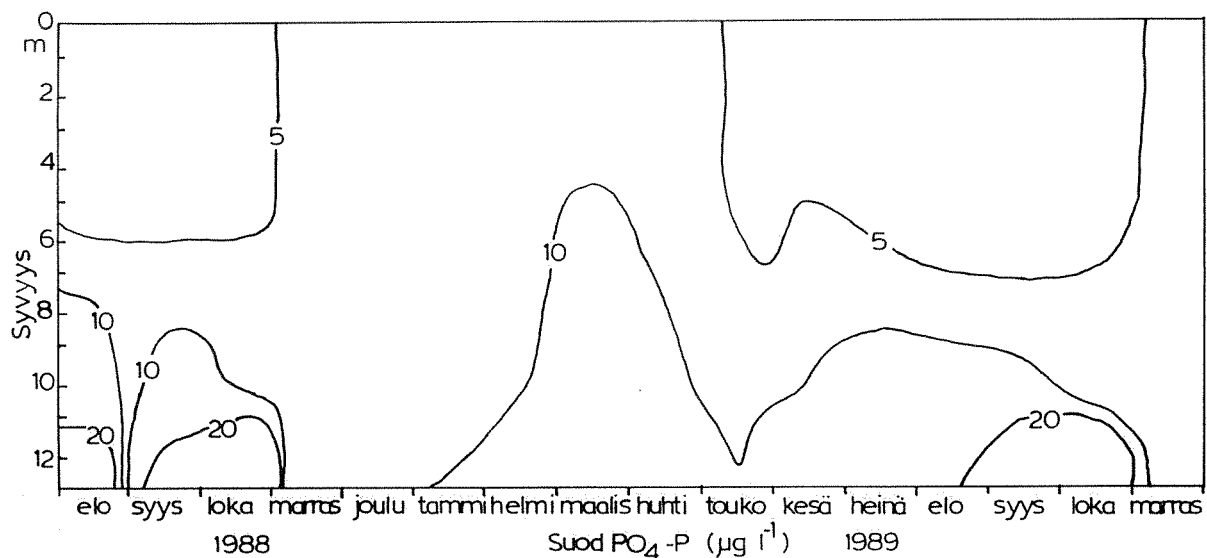


Kuva 11. Kalliojärven syvännepisteen lämpötila.

Syksyllä 1988 oli Kalliojärven keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus $16 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 12). Huhtikuussa 1989 näytteenotto-pisteessä 1 mitattiin pitoisuus $22 \mu\text{g l}^{-1}$ ja pisteessä 2 pitoisuus $300 \mu\text{g l}^{-1}$. Jäiden lähdön jälkeen pitoisuus oli koko järvestä noin $23 \mu\text{g l}^{-1}$. Kokonaisfosforipitoisuus oli Kalliojärven syvänteessä syksyllä 1988 yli $50 \mu\text{g l}^{-1}$. Lokakuussa 1989 syvänteen pitoisuus oli $67 \mu\text{g l}^{-1}$. Syksyisen kierron jälkeen 1989 koko vesipatsaan kokonaisfosforipitoisuus oli $17 \mu\text{g l}^{-1}$. Suodatettua ($0,45 \mu\text{m}$) fosfaattifosforia oli päällyksivedessä kesällä 1989 alle $5 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 13).

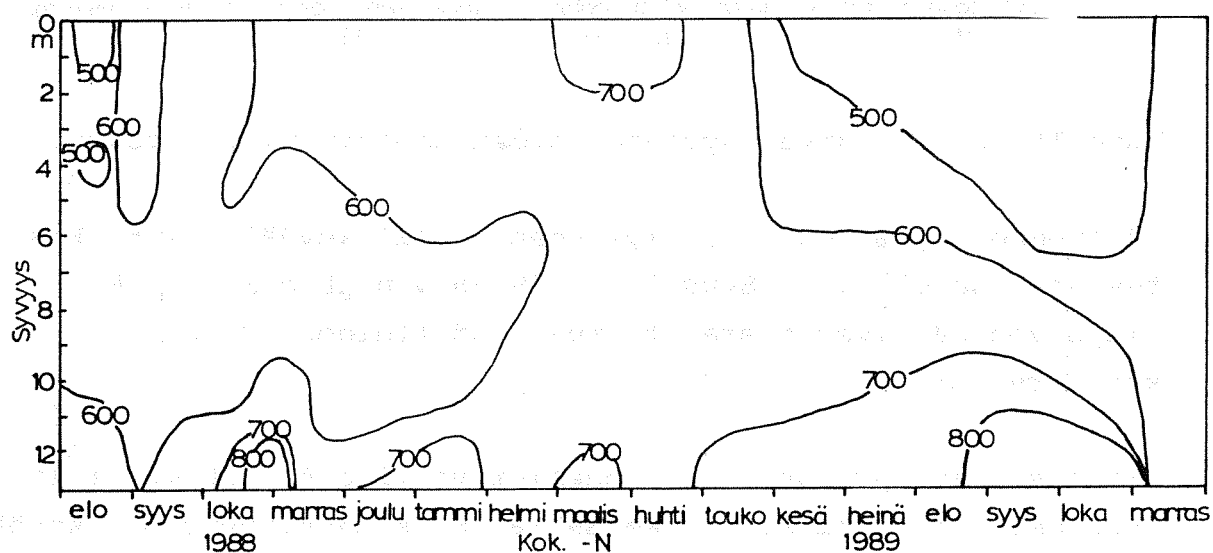


Kuva 12. Kalliojärven syväntepisteen kokonaisfosforipitoisuus.

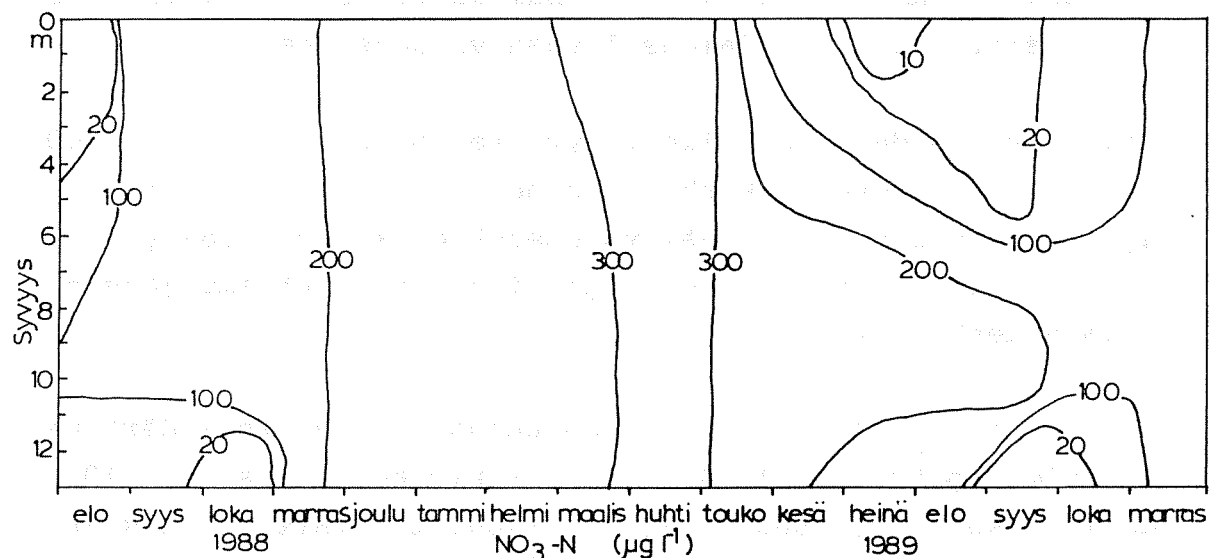


Kuva 13. Kalliojärven syväntepisteen suodatetun ($0,45 \mu\text{m}$) fosfaattifosforin pitoisuus

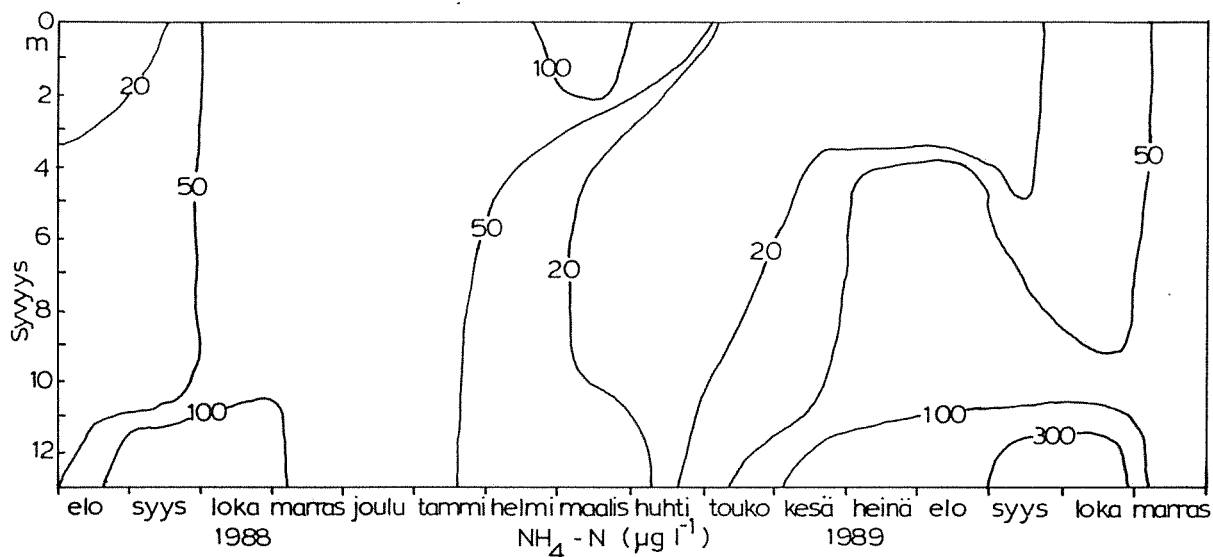
Kokonaistyyppipitoisuus oli syksyllä 1988 keskimäärin $650 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 14). Myös seuraavana keväänä pitoisuus oli suunnilleen sama pisteessä 1. Pisteessä 2 pitoisuus oli huhtikuussa $1600 \mu\text{g l}^{-1}$. Syksyllä 1988 nitraattityypipitoisuus oli noin $200 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 15). Keväällä pitoisuus oli pisteessä 1 noin $300 \mu\text{g l}^{-1}$ ja pisteessä 2 yli $800 \mu\text{g l}^{-1}$. Kesällä pitoisuus väheni päällysvedessä. Heinäkuussa se oli $4 \mu\text{g l}^{-1}$. Syksyllä 1989 koko vesipatsaassa oli nitraattityyppeä $110 \mu\text{g l}^{-1}$. Ammoniumtyyppeä oli pisteessä 1 päällysvedessä helmikuussa 1989 yli $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (kuva 16). Kesällä 1989 pitoisuudet olivat alle $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Syyskuussa 1989 oli Kalliojärven syvänteessä ammoniumtyyppeä yli $300 \mu\text{g l}^{-1}$.



Kuva 14. Kalliojärven syvänpisteen kokonaistyyppipitoisuus.



Kuva 15. Kalliojärven syvänpisteen nitraattityypipitoisuus



Kuva 16. Kalliojärven syvännepisteen ammoniumtyyppipitoisuus

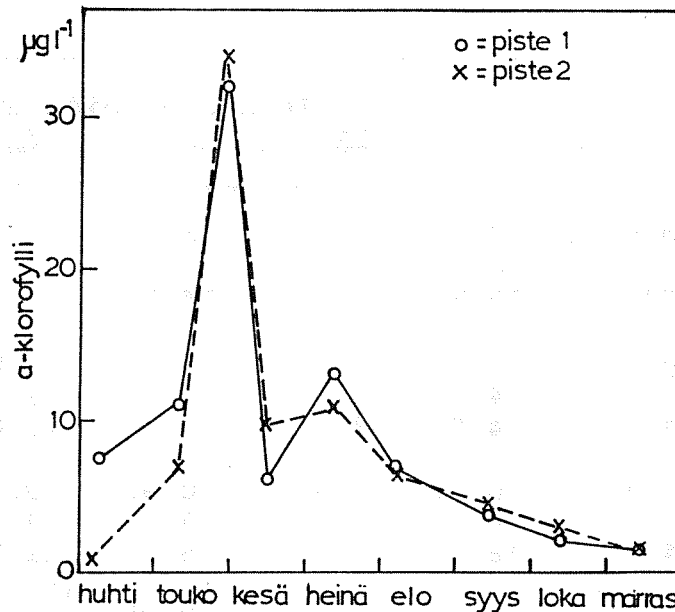
Näytteenottopisteen 2 päänlysveden pH oli keväällä 4,6. Pistteessä 1 se oli 5,1. Syksyllä 1989 järven pH oli 6,2. Kalliojärven päänlysvedestä otettujen näytteiden pH-lukujen keskiarvo oli 5,7.

Päänlysveden väriluku on vaihdellut välillä 60-180 mg Pt l⁻¹. Suurimmat arvot mitattiin keväällä. Sähkönjohtavuus oli keväällä 1989 pisteen 2 pintavedessä 5,6 mS m⁻¹. Tutkimusjaksolla sähkönjohtavuus oli keskimäärin 3,2 mS m⁻¹. Järven keskimääräinen COD_{Mn} -luku oli 14 mg l⁻¹. Sameusarvo oli päänlysvedessä keskimäärin 0,8 FTU. Sameus lisääntyi alusvedessä.

Rautapitoisuudet ovat olleet syvänteessä syksyisin yli 4000 µg l⁻¹. Päänlysveden keskimääräinen rautapitoisuus oli 520 µg l⁻¹. Mangaania oli päänlysvedessä elokuussa 1989 yli 300 µg l⁻¹. Päänlysveden mangaanipitoisuus oli tutkimusjakson aikana keskimäärin 75 µg l⁻¹.

Näytteenottopisteessä 1 oli kasvukauden 1989 keskimääräinen a-klorofyllipitoisuus 10,4 µg l⁻¹ ja pisteessä 2 se oli 10,6 µg l⁻¹ (kuva 17). Suurimmat pitoisuudet mitattiin toukokuun lopussa. Elokuun 8. päivän vesistötutkimuksessa 1989 tehtiin sinilevähavainto. Edellisenä käyntikerralla 1. päivänä elokuuta

ei levää havaittu. Silmin nähtävänä esiintymä kesti 9. syyskuuta saakka. Tutkija Liisa Lepistön suorittaman mikroskooppitutkimuksen mukaan laji oli Anabaena flos-aquae Brebisson.



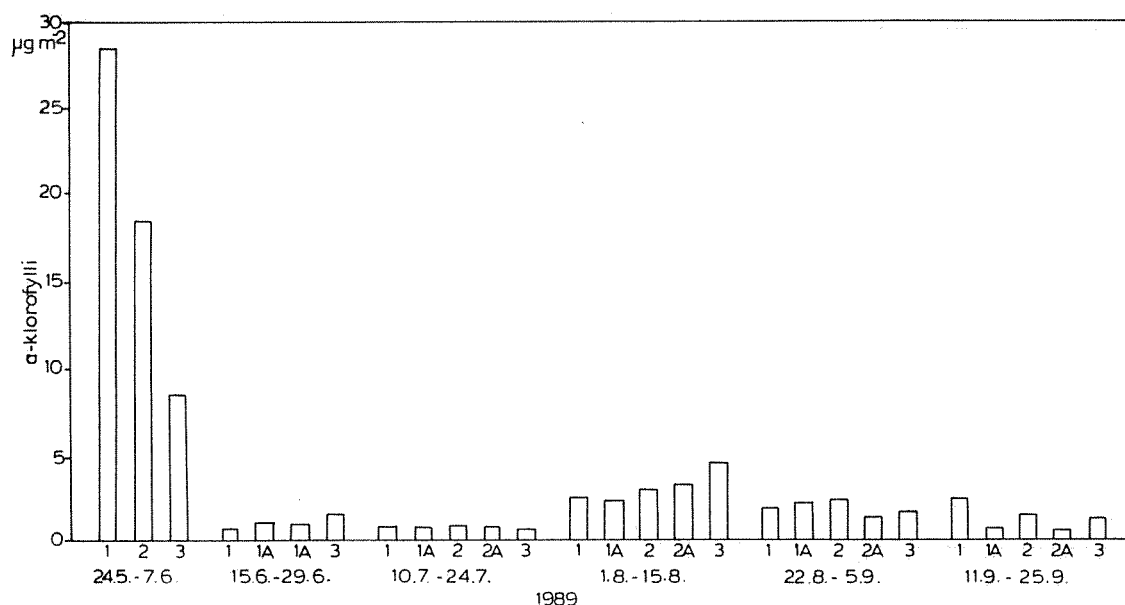
Kuva 17. Vesinäytteiden a-klorofyllipitoisuudet vuonna 1989.

3.32 P e r i f y t o n

Keväällä ensimmäisellä inkubointikerralla keinoalustoja oli kolmessa pisteessä. Suurin a-klorofyllipitoisuus mitattiin pisteen 1 alustoilla (taulukko 14, kuva 18). Alustojen a-klorofyllipitoisuudet laskivat voimakkaasti seuraavalla inkubointikerralla, jolloin inkubointipisteitä lisättiin niin, että alustoja asetettiin myös litoraalivyöhykkeeseen. Myös muilla inkubointikerroilla pitoisuudet pysyivät ensimmäisen kerran arvoja pienempinä. Toisena inkubointijaksona pisteen 2 kaikki suodatinpaperit olivat rikki. Tämän jälkeen pisteessä inkuboitiin myös kaksinkertaisia suodatinpapereita, joissa oli muovi välissä.

Taulukko 14. Keinoalustojen inkubointiajat ja a-klorofyllipitoisuudet. $x(\text{mg m}^{-2})$ = rinnakkaisnäytteiden a-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot, n = rinnakkaisnäytteiden lukumäärä, $\text{CV}(\%)$ = variaatiokerroin $\cdot 100$. ¹⁾ käytetty kahta suodatinpaperia, joiden välissä oli muovi.

	Inkubointipisteet				
	1	1A	2	2A	3
24.5.-7.6. $x(\text{mg m}^{-2})$	28,5		18,5		8,6
n	8		8		8
CV(%)	16,7		14,9		9,5
15.6.-29.6. $x(\text{mg m}^{-2})$	0,87	1,2		1,02	1,6
n	4	4		4	4
CV(%)	4,9	8,3		16,0	19,7
10.7.-24.7. $x(\text{mg m}^{-2})$	0,97	0,83	0,93 ¹⁾	0,92	0,80
n	4	3	3	4	4
CV(%)	18,2	11,3	5,0	11,7	8,7
1.8.-15.8. $x(\text{mg m}^{-2})$	2,6	2,4	3,0 ¹⁾	3,3	4,6
n	4	4	2	4	4
CV(%)	17,7	20,7	20,0	24,5	27,0
22.8.-5.9. $x(\text{mg m}^{-2})$	1,9	2,2	2,4	1,4	1,7
n	4	4	4	4	4
CV(%)	11,2	14,9	14,6	22,1	8,6
11.9.-25.9. $x(\text{mg m}^{-2})$	2,5	0,75	1,5	0,83	1,4
n	4	4	4	4	4
CV(%)	64,0	6,7	15,6	27,6	18,5



Kuva 18. Keinoalustojen a-klorofyllipitoisuudet (inkubointipisteet kts. sivu 10, kuva 3).

3.33 F o s f o r i m a l l i

Kalliojärven fosforikuorma oli 86,7 kg metsänlannoituksen jälkeisenä vuonna ilmasta tullut kuormitus mukaan lukien (taulukko 15). Vastaavana ajanjaksona poistui luusuasta fosforia 40,0 kg. Ilman alueella suoritettuja lannoituksia arvioitu kokonaiskuorma oli 25,3 kg a⁻¹.

Taulukko 15. Kalliojärven fosforitaseet ajanjaksolla elokuu 1988 - heinäkuu 1989. Todellinen lannoituksen jälkeinen tilanne ja arvioitu ilman lannoituksia.

	Järven fosforitase (kg a ⁻¹)	
	Lannoitettu	Ilman lannoituksia
Tuleva kuorma		
Valuma-alue	83,4	22,0
Ilmakuormitus	<u>3,3</u>	<u>3,3</u>
Yhteensä (I)	86,7	25,3
Lähtevä kuorma (O)	40,0	11,7

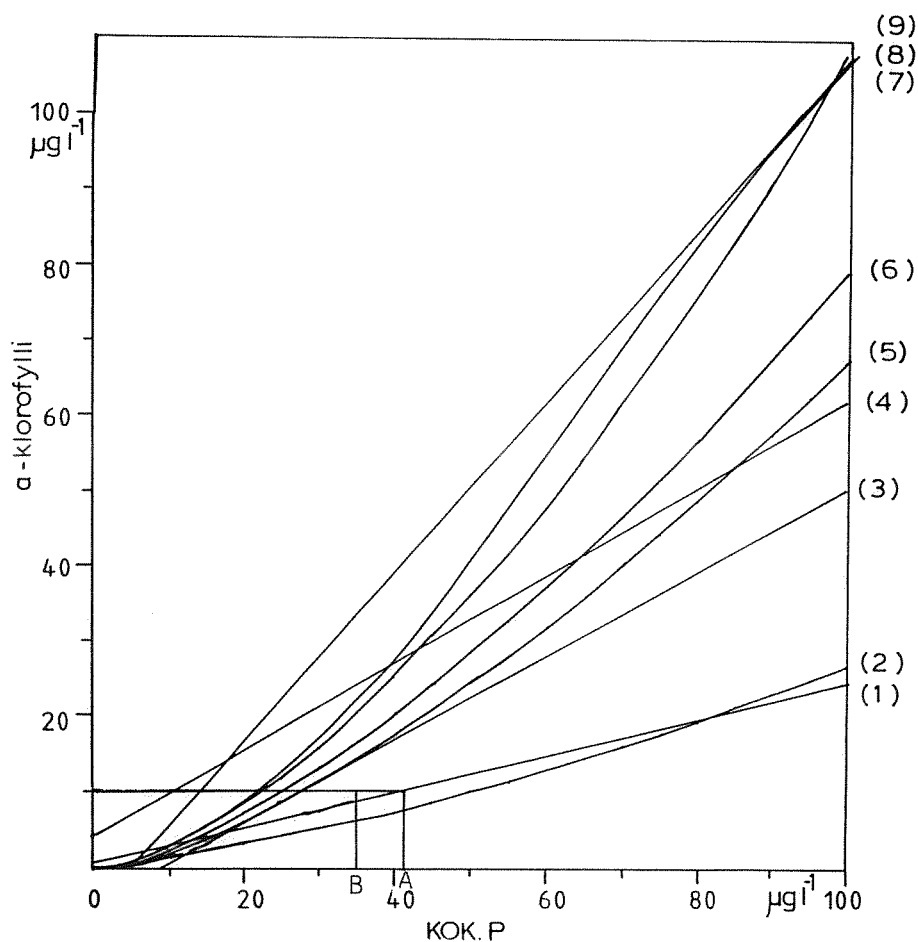
Kalliojärven luusuan keskivirtaama oli 0,031 m³ s⁻¹ (taulukko 16). Lähtevän veden keskimääräinen fosforipitoisuus oli tarkastelujaksona 41 µg l⁻¹. Ilman lannoituksia Friskin (1989) mallilla laskettu fosforipitoisuus olisi 12 µg l⁻¹.

Taulukko 16. Kalliojärveä luonnehtivia tunnuslukuja. R, σ ja D on laskettu kappaleessa 2.7 esitetyin menetelmin.

Luusuan keskivirtaama (Q)	0,031 m ³ s ⁻¹
Teoreettinen viipymä (T)	13 kk
Pidättymiskerroin (R)	0,7588
Sedimentaatiokerroin (σ)	0,242 kk ⁻¹
Tulppavirtauskerroin (D)	0,46

3.34 Järven rehevyyden arviointi

Tässä työssä järven rehevyyttä arvioitiin a-klorofyllipitoisuuden perusteella. Kokonaisfosforipitoisuuden ja a-klorofyllipitoisuuden välillä vallitsevasta yhteydestä on esitetty monia regressioyhtälöitä, joita on käytetty myös Kalliojärven aineistoon (taulukko 17, kuva 19).



Kuva 19. Veden a-klorofyllipitoisuuden ja kokonaisfosforipitoisuuden yhteyden osoittavia yhtälöitä. 1) OECD (1982), 2) Ahl ja Wiederholm (1977), 3) Edmondson ja Lehman (1981), 4) Megard (1978), 5) Jones ja Bachman (1976), 6) Dillon ja Rigler (1974a), 7) Ahl ja Wiederholm (1977), 8) Schindler ym. (1978), 9) Sakamoto (1966). A = lannoitusten jälkeinen keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus CSTR-hydrauliikan mukaan. B = päällysveden keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus.

Taulukko 17. Kalliojärven lasketut a-klorofyllipitoisuudet eri mallien mukaan. Laskentaperusteet: A = lannoitusten jälkeinen keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus CSTR -hydrauliikan mukaan $41 \mu\text{g l}^{-1}$, B = päällysveden keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus $34 \mu\text{g l}^{-1}$, C = ilman lannoituksia laskettu fosforipitoisuus $12 \mu\text{g l}^{-1}$.

	a-klorofyllipitoisuus ($\mu\text{g l}^{-1}$)		
	A	B	C
Havaittu arvo	10,5		
Sakamoto (1966) $\text{chl a} = 0,0735\text{TP}^{1,583}$	26,3	19,4	3,7
Dillon ja Rigler (1974a) $\text{chl a} = 0,073(\text{TP}/0,9)^{1,449}$	18,5	14,0	3,1
Jones ja Bachmann (1976) $\log(\text{chl a}) = 1,46\log(1,11\text{TP}) - 1,09$	21,4	16,3	3,6
Ahl ja Wiederholm (1977) $\text{chl a} = 150(1 - e^{(-0,000867\text{TP} - 0,000111\text{TP}^2)})$	29,9	21,9	3,9
Ahl ja Wiederholm (1977) $\text{chl a} = 50(1 - e^{(-0,0026\text{TP} - 0,000102\text{TP}^2)})$	12,1	9,3	2,2
Schindler ym. (1978) $\text{chl a} = 1,19\text{TP} - 7,3$	41,5	33,1	7,0
Megard (1978) $\text{chl a} = 0,58\text{TP} + 4,2$	28,0	23,9	11,2
Edmondson ja Lehman (1981) $\text{chl a} = 0,55\text{TP} - 4,8$	17,8	13,9	1,8
OECD (1982) $\text{chl a} = 0,28\text{TP}^{0,96}$	9,9	9,1	3,0
k.a.	22,8	17,9	4,4

4 T U L O S T E N T A R K A S T E L U

4.1 LANNOITUSTEN VAIKUTUKSET HUUHTOUTUMAAN

4.11 F o s f o r i

Heinäkuun lopussa 1988 suoritetussa metsänlannoituksessa käsiteltiin Kalliojärven valuma-alueesta noin kolmannes.

Metsän NP -lannoitetta levitettiin 600 kg ha^{-1} (fosforia 18 kg ha^{-1}), sekä suometsän PK -lannoitetta 450 kg ha^{-1} (fosforia 40 kg ha^{-1}). Metsän NP -lannoitteen lannoitusala oli 74 ha ja suometsän PK -lannoitteen 26 ha. Lannoitteiden fosforista oli todennäköisesti 20 % vesiliukoisessa muodossa.

Valuma-alueelta huuhtoutui kokonaisfosforia keskimäärin 290 g ha^{-1} metsänlannoituksen jälkeisenä vuonna. Kokonaisainevirtaama valuma-alueelta järveen oli 83,4 kg. Arvioitu fosforihuuhtoutuma ilman lannoitustoimenpiteitä oli hiukan alle 80 g ha^{-1} . Luku vastaa noin 22 kg:n fosforihuuhtoutumaa valuma-alueelta. Metsänlannoitusten vaikutuksesta kuormitus lisääntyi arviolta yli 60 kg vuodessa.

Seuraavassa tarkastellaan kasvaneisiin huuhtoutumiin vaikuttaneita syitä. Osavaluma-alueet 4 ja 5 on jätetty tarkastelun ulkopuolelle. Tämä johtuu siitä, että alueilla on lammet sedimentaatioaltaina. Lisäksi alueilla on suoritettu metsänhakuja, joiden mahdollista vaikutusta huuhtoutumiin on hyvin vaikea erottaa.

Kivennäismaan rauta- ja alumiiniyhdisteet pystyvät pidättämään tehokkaasti fosforia. Tämän vuoksi lannoitteena annetun fosforin huuhtoutumista kivennäismaa-alueilta pidetään pienempänä kuin turvemailta (Küntze ja Scheffer 1979). Kivennäismaiden fosforilannoitus on aloitettu Suomessa vasta tällä vuosikymmenellä, eikä huuhtoutumistutkimuksia ole vielä tehty (Komiteamietintö 1987:62).

Kalliojärven osavaluma-alue 3 on kokonaisuudessaan kivennäismaata. Sen koko on 9 ha ja siitä lannoitettiin 70 % metsän NP -lannoitteella (fosforia 18 kg ha^{-1}). Tämän alueen fosforin vuosihuuhtoutuma oli noin 40 g ha^{-1} . Luonnontilaisen metsämaa-alueen vuosihuuhtoutumaksi on Kauppi (1978) saanut 40 - 56 g ha^{-1} . Yli-Knuutilan valuma-alueelta, jossa ei ole suoritettu metsänhoitotoimenpiteitä, on mitattu vuosihuuhtoutumia 43 - 140 g ha^{-1} (Rekolainen 1989). Kloten -projektin tutkimusalueella Ruotsissa oli vähäsoisen valuma-alueen vuotuinen fosforihuuhtoutuma 33 g ha^{-1} (Grip 1982). Tämän mukaan ei kivennäis-

maan lannoituksella olisi ollut juurikaan vaikutusta fosforin huuhtoutumiseen.

Karujen turvemaiden fosforinpidätyskyky on huono rauta- ja alumiiniyhdisteiden vähäisyyden vuoksi (Larsen ym.1959). Happamat olosuhteet lisäävät lannoitteen liukoisuutta. Kenttämies (1981, 1987) on mitannut Pohjois-Hämeen vanhoilta ojitusalueilta valumaveden keskipitoisuudeksi noin $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Juupajoen Lyly 5:n koealueelta Kenttämies (1981,1987) mittasi keskimääräiseksi valumaveden pitoisuudeksi $18 \mu\text{g l}^{-1}$. Näiden lukujen perusteella lannoittamattoman suoalueen vuosihuuhtoutuma olisi noin 60 g ha^{-1} valunnan ollessa 300 mm.

Kalliojärven osavaluma-alueen 1 koko on 51 ha. Siitä on 21 ha suota, joka lannoitettiin suometsän PK -lannoitteella (fosforia 40 kg ha^{-1}). Kivennäismaa-alueesta lannoitettiin 28 ha metsän NP -lannoitteella (fosforia 18 kg ha^{-1}). Lannoituksen jälkeisenä vuonna tältä osavaluma-alueelta huuhtoutui fosforia noin 1160 g ha^{-1} . Tämä vastaisi hiukan yli 4 % alueelle levitetystä fosforista.

Osavaluma-alueesta 2, jonka koko on 16 ha, lannoitettiin 13 ha metsän NP -lannoitteella (fosforia 18 kg ha^{-1}). Lannoitettu alue sisältää myös 4 ha suota. Osavaluma-alueen vuosihuuhtoutuma oli 380 g ha^{-1} . Määrä on noin 2,5 % lannoitefosforista.

Jos oletetaan alueen 3 perusteella, että myös alueiden 1 ja 2 kivennäismaa-alojen vuosihuuhtoutuma oli 40 g ha^{-1} , voidaan arvioida suoalueilta huuhtoutuneet fosforimäärät. Tämän mukaan alueen 1 suolta huuhtoutui vuoden aikana fosforia lähes 2800 g ha^{-1} . Vähentämällä tästä luonnontilaisen suon huuhtoutumisarvio 60 g ha^{-1} , jää lannoituksen vaikutukseksi noin 2700 g ha^{-1} . Tämä on melkein 7 % levitetyn suometsän PK -lannoitteen fosforista. Vastaavalla tavalla laskettuna lannoituksen lisäävä vaikutus osavaluma-alueen 2 suoalueelta huuhtoutuneen fosforin määrään oli noin 1300 g ha^{-1} . Luku on noin 7 % metsän NP -lannoitteen fosforista.

Turvemaan lannoituksen vaikutuksia fosforihuuhtoutumaan on olemassa useita tutkimustuloksia, joissa huuhtoutuman lisäys

on ollut alle 300 g ha^{-1} ensimmäisen vuoden jälkeen lannoituksesta (Särkkä 1970, Karsisto 1970, Karsisto ja Ravela 1971, Paavilainen 1976, Lehmusvuori 1981. Lundin ja Bergquist 1985). Suurempia lisäyksiä vuosihuuhtoutumiin on saanut mm. Kauppi (1979), jonka mukaan fosforilannoitus lisäsi vuosihuuhtoutumaa 640 g ha^{-1} ja Kenttämies (1977, 1981, 1987), jonka eri puolella Suomea sijainneilta koealoilta huuhtoutui $400\text{--}590 \text{ g ha}^{-1}$ ensimmäisen vuoden aikana. Nämä kaikki tulokset ovat alle 2 % lannoitefosforista. Näissä tutkimuksissa tarkastelukohteena ollut lannoite on ollut kokonaisuudessaan hidasliukoisessa muodossa.

Kivisuon koekentällä lisäsi talvilevitys fosforihuuhtoutumaa 5000 g ha^{-1} 4,5 kuukauden aikana (Ahti ja Paarlahti 1988). Tämä vastaa yli 10 % levitetystä fosforista. Samassa tutkimuksessa lisäsi kesälevitys fosforihuuhtoutumaa 800 g ha^{-1} kahdessa kuukaudessa. Ahti (1988) tutki kahtatoista käytännön talvilevityskohdetta. Viiden suon keskiarvona, joiden pitoisuudet olivat korkeimmat, huuhtoutui 1080 g ha^{-1} . Tutkimusjakso oli huhti - kesäkuu. Näissä tutkimuksissa fosforilannoitteesta oli 20 % vesiliukoisessa muodossa.

Kalliojärven osavaluma-alueiden 1 ja 2 soiden fosforihuuhtoutumat ovat suuria verrattuna suomalaisiin tutkimuksiin, joissa on seurattu hidasliukoisten fosforilannoitteiden huuhtoutumista. Ahdin ja Paarlahden (1988) tulokset vastaavat paremmin Kalliojärven huuhtoutumatuloksia. Molemmissa tutkimuksissa on vesiliukoisen fosforin osuus 20 % suometsän PK -lannoitteesta. Kivisuon tutkimusjakso kattoi vain osan vuotta. Fosforipitoisuudet olivat kuitenkin korkeat seurantajakson päätyttyä. Tämä antaa aiheen olettaa, että kesälevityksen huuhtoutuma 800 g ha^{-1} , kun valunta oli noin 120 mm, vuosihuuhtoutumaksi muutettuna olisi yli 2000 g ha^{-1} . Suuruusluokka olisi siis suurinpiirtein sama kuin Kalliojärven osavaluma-alueen 1 suon huuhtoutuma.

Ilmasto-olot voivat vaikuttaa huuhtoutumia lisäävästi, kuten esimerkiksi Skotlannissa tehdyt tutkimukset osoittavat (Harri-man 1978, Malcolm ja Cuttle 1983). Sateisissa olosuhteissa, jossa valunta on noin 1000 mm, havaittiin keskimäärin 2000

g:n vuosihuuhtoutuman lisäys hidasliukoisen raakafosfaattilannoituksen jälkeen, kun seurantajaksot olivat 3 - 3,5 vuotta. Tämä vastaa lähes 5 %:n vuosihuuhtoutumaa lannoitteena levitetystä fosforista.

Kalliojärven valuma-alueella suoritettun huuhtoutumistutkimuksen aikana olivat sääolot poikkeuksellisia. Maan aikainen routautuminen syksyllä 1988 sekä lämmin alkuvuosi, jolloin satoi myös paljon vettä, ovat todennäköisesti edesauttaneet lannoitteiden huuhtoutumista.

Harriman (1978) sekä Malcolm ja Cuttle (1983) havaitsivat fosforilannoitteiden huuhtoutumisen olevan pitkäaikaista, sillä seurantakausien loputtua pitoisuudet olivat edelleen korkeita. Suomessa on todettu lannoitefosforin huuhtoutumisen pitkä kesto Kenttämiehen (1981) koealoilla, joilla huuhtoutuminen jatkui 5 - 10 vuotta lannoituksesta. Ahdin (1983) mukaan lannoituksen fosforihuuhtoutumaa lisäävä vaikutus kestää jopa yli 15 vuotta. Kivisuon koekentällä fosforipitoisuudet olivat kuusinkertaisia lannoittamattomaan vertailualueeseen verrattuna vielä 13 vuotta lannoituksen jälkeen. Sallantaus (1986) on esittänyt, että Huhtisuonojalta on huuhtoutunut mahdollisesti 8 % lannoitefosforista 16 vuoden aikana.

Kalliojärven osavaluma-alueiden 1 ja 2 suot käsiteltiin edellisen kerran fosforipitoisella lannoitteella vuonna 1979. Jatkolannoitus saattaa olla fosforihuuhtoutumia lisäävä tekijä (Komiteamietintö 1987:62). Lannoituskertojen vaikutusten erottaminen on kuitenkin tähänastisissa tutkimuksissa ollut vaikeaa (vrt. esim. Ahti 1983). Kalliojärven aineistosta se ei myöskään ole mahdollista.

Ojan 1 kokonaisfosforipitoisuus oli $510 \mu\text{g l}^{-1}$ elokuussa 1989 otetussa näytteessä. Lannoitteen huuhtoutuminen oli siis voimakasta vielä vuosi lannoituksesta. Marraskuussa 1989 pitoisuus oli $220 \mu\text{g l}^{-1}$, lähes sama kuin vuosi aikaisemmin.

Suodatettua ($0,45 \mu\text{m}$) fosfaattifosforia voidaan pitää leville heti käyttökelpoisena fosforifraktiona (Logan 1982). Tässä työssä kivennäismaalta ja suoalueilta huuhtoutuneiden heti

käyttökelpoisen fosforin erot olivat hyvin selvät. Vuoden aikana suovaltaiselta valuma-alueelta 1 huuhtoutuneesta fosforista oli liunneessa epäorgaanisessa muodossa 90 %. Alueelta 2 osuus oli vähän yli 80 %, kun se kivennäismaa-alueelta 3 oli noin 20 %. Ahti ja Paarlahti (1988) mainitsevat, että 80 - 90 % lannoitetulta Kivisuon koealueelta huuhtoutuneesta kokonaisfosforista oli veteen liukoista fosfaattia. Herve ja Kauppi (1986) saivat Ruunapurosta otetuista näytteistä osuudeksi hiukan yli 20 % sekä Heinäjoen näytteistä vajaa puolet.

4.12 T y p p i

Kalliojärven valuma-alueelle vuonna 1988 levitetyistä lannoitteista typpeä sisältää metsän NP -lannoite, jossa typpi on ammoniumnitraattimuodossa. Lannoitteen levitysmäärä oli 600 kg ha⁻¹ (typpeä 150 kg ha⁻¹). Lannoitusala oli 74 ha.

Kalliojärven valuma-alueelta huuhtoutui kokonaistyppeä keskimäärin noin 3900 g ha⁻¹ lannoituksen jälkeisenä vuonna. Luonnontilaisilta metsämaa-alueilta kokonaistypen vuosihuuhtoutumaksi on Rekolainen (1989) saanut noin 2000 g ha⁻¹. Myös suovaltaisilta valuma-alueilta huuhtoutumat ovat olleet samaa suuruusluokkaa (Bergquist ym. 1984, Lepistö 1984, Kenttämies ja Laine 1984)

Luonnontilaiselta metsämaalta huuhtoutuneesta kokonaistypestä on suurin osa orgaanisessa muodossa. Rekolaisen (1989) aineistosta laskettuna epäorgaanisen typen osuus on noin 20 %. Tässä tarkastelussa oletetaan, että epäorgaanisen typen luonnonhuuhtoutuma on 400 g ha⁻¹ ja loput on lannoituksen vaikutusta.

Kalliojärven osavaluma-alueen 1 koko on 51 ha. Siitä lannoitettiin kivennäismaata 28 ha. Kokonaistypen vuosihuuhtoutuma alueelta oli 6500 g ha⁻¹. Epäorgaanista typpeä huuhtoutui 4400 g ha⁻¹. Jos vähennetään tästä luonnontilaisen metsämaan huuhtoutumisarvio 400 g ha⁻¹, jäisi lannoituksen osuudeksi yhteensä hiukan yli 200 kg. Kohdistamalla tämä 28 ha:n lannoitusosalalle, olisi lannoituksen vaikutus noin 7200 g ha⁻¹. Tämä on noin 5 % lannoitetypestä.

Osavaluma-alue 2 on kooltaan 16 ha ja lannoitusala oli 13 ha. Tästä suota oli 4 ha ja loput kivennäismaata. Alueelta huuhtoutui 8800 g ha^{-1} kokonaistyppeä vuodessa. Epäorgaanista typpeä huuhtoutui 6600 g ha^{-1} . Vähentämällä tästä 400 g ha^{-1} ja kohdistamalla loput huuhtoutuneesta epäorgaanisesta tyypestä (noin 99 kg) 13 ha:n lannoitusosalalle, olisi lannoituksen vaikutus 7600 g lannoitushehtaarilta. Tämä vastaisi vähän yli 5 % lannoitteena levitetystä tyypestä.

Kalliojärven osavaluma-alueesta 3, jonka koko on 9 ha, lannoitettiin 6 ha. Alueen kokonaistypen vuosihuuhtoutuma oli 11700 g ha^{-1} ja epäorgaanisen typen noin 10800 g ha^{-1} . Jos tästä vähennetään 400 g ha^{-1} , olisi valuma-alueelta lannoituksen vaikutuksesta huuhtoutunut lähes 94 kg epäorgaanista typpeä. Lannoitushehtaaria kohti se olisi 15600 g , noin 10 % lannoitetyppeä. Korkeampi huuhtoutuma-arvo alueisiin 1 ja 2 verrattuna saattaa johtua alueen 3 maalajista, joka on kokonaisuudessaan kivennäismaata. Nitraattityypen pidättyminen on heikkoa vettäläpaisevään maalajiin (esim. Paavilainen 1983).

Eri tutkimuksissa on saatu hyvin vaihtelevia arvoja ammonium-nitraattilannoituksen jälkeisistä tyypihuuhtoutumisista. Ruotsalaisessa Kloten-projektissa ammoniumnitraattilannoituksesta huuhtoutui 3 % ensimmäisen vuoden aikana (Grip 1982). Lundin ja Bergquist (1985) havaitsivat yli 20 %:n huuhtoutumisen muutamassa viikossa heikkopuustoisen suon lannoituskokeessa.

Viikko lannoituksen jälkeen otetuissa näytteissä ojien 1, 2 ja 3 typpipitoisuudet olivat korkeat. Näissä näytteissä oli yli 90 % kokonaistypestä epäorgaanisessa muodossa. Myös muissa tutkimuksissa ovat olleet tyypillisiä voimakkaat pitoisuushuiput heti lannoituksen jälkeen (Wiklander 1977, Edlund ja Jäger 1981, Grip 1982, Lundin ja Bergquist 1985).

Ojien 1 ja 2 nitraattityppipitoisuudet alkoivat laskea keväällä huippuvalumien jälkeen. Lannoittamattoman osavaluma-alueen tasolla pitoisuudet olivat kesäkuussa otetuissa näytteissä. Ojan 3 pitoisuus oli $3300 \mu\text{g l}^{-1}$ toukokuussa. Marraskuussa 1989 se oli $890 \mu\text{g l}^{-1}$.

Tulosten luotettavuutta heikentää se, että alueilla 2 ja 3 on vuonna 1985 kulotettu avohakkuualue, jonka merkitystä huuhtoutumiin ei pysty erottamaan.

4.2 HUUHTOUTUMIEN VAIKUTUS JÄRVEN TILAAAN

4.21 P e r i f y t o n

Perifytontutkimusta on käytetty Suomessa usein eri pistekuorimittajien vaikutusalueiden selvittämiseksi. Menetelmä on erittäin herkkä ravinnekuormituksen, mutta myös esimerkiksi sääolosuhteiden ja virtausten vaikutuksille. Tämän vuoksi vertailukelpoisuus eri tutkimusten välillä on huono.

Kalliojärvessä suoritettussa perifytontutkimuksessa oli tarkoituksena selvittää pääasiassa eteläpäähän tulleen ravinnekuormituksen vaikutusta järven eri osien rehevyystasoon. Menetelmä ei kuitenkaan erottanut voimakkaan kuormituksen aluetta pohjoispään vertailualueesta ($t_{hav} = 0,9899 < t_{0,1}$). Pitkänomainen järvi on tuulille altis. Valuma-alue keskittyy pohjoispäähän, kun taas luusua sijaitsee eteläpäässä. Lisäksi järven eteläpäähän kohdistunut voimakas keväinen kuormitus kulki osaksi nopeasti luusuaan ehtimättä vaikuttaa järven biologisiin prosesseihin.

Rantavyöhykkeessä ja ulapalla inkuboitujen alustojen a-klorofyllipitoisuuksissa ei ollut merkitsevää eroa ($t_{hav} = 0,149 < t_{0,1}$). Tämä voi johtua siitä, että lasikuitusuodattimille kertynyt leväbiomassa ei ole pelkästään päällyskasvustoa, vaan myös vapaan veden kasviplankton on takertunut huokoisille suodattimille.

Cattaneo (1987) yhdistää perifytonin a-klorofyllipitoisuuden erilaiset vuotuiset sukkessiot järven rehevyystasoon. Kevään biomassamaksimi on tyypillistä mesotrofisissa järvissä, joiden kokonaisfosforipitoisuus on alle $20 \mu\text{g l}^{-1}$. Kesämaksimi viittaa eutrofiaan. Kalliojärvessä kevään maksimiin ja kesän minimiin liittyy myös ilmeisesti suuri ravinnehuuhtoutumien ajallinen vaihtelu sekä se, että keväällä järvessä virtaukset olivat ehkä suurempia kuin kesällä. Tällöin tahattomasti ajalehtivat

levät törmäävät helpommin keinoalustaan.

Alustoja inkuboitiin kaksi viikkoa kerrallaan. Voimakkaan kevättuotannon aikana tämä oli varmasti riittävä ajanjakso. Kesällä, kun ravinnekuormitus pieneni, saattoi yhteisön kehittyminen hidastua niin paljon, että inkubointiaika oli liian lyhyt. Ensimmäisen inkubointijakson tulokset viittaavat siihen, että keinoalustat olisi voinut laittaa järven litoraaliin vielä aikaisemmin. Veden lämpeneminen litoraalissa luo hyvät olosuhteet leväkasvulle jo varhain keväällä (Kairesalo ja Koskimies 1985).

Perifytonkasvuston osuuden järven perustuotannosta on todettu olevan riippuvainen järven syvyydestä. (esim. Wetzel 1963). Kalliojärven rannat ovat melko jyrkkiä. Makrofyyttien ja perifytonin perustuotannon osuus kokonaisperustuotannosta ei ehkä tarkasteltavana olevassa järvessä ole kovinkaan suuri.

4.22 V e d e n a - k l o r o f y l l i p i t o i s u u s

Kalliojärven pisteestä 1 mitattiin kesän 1989 keskimääräiseksi a-klorofyllipitoisuudeksi $10,4 \mu\text{g l}^{-1}$. Vastaava arvo pisteessä 2 oli $10,6 \mu\text{g l}^{-1}$. Vesinäytteiden a-klorofyllipitoisuuksissa ei ollut eroja järven kahden näytteenottopisteen välillä ($t_{hav} = 0,546 < t_{0,1}$).

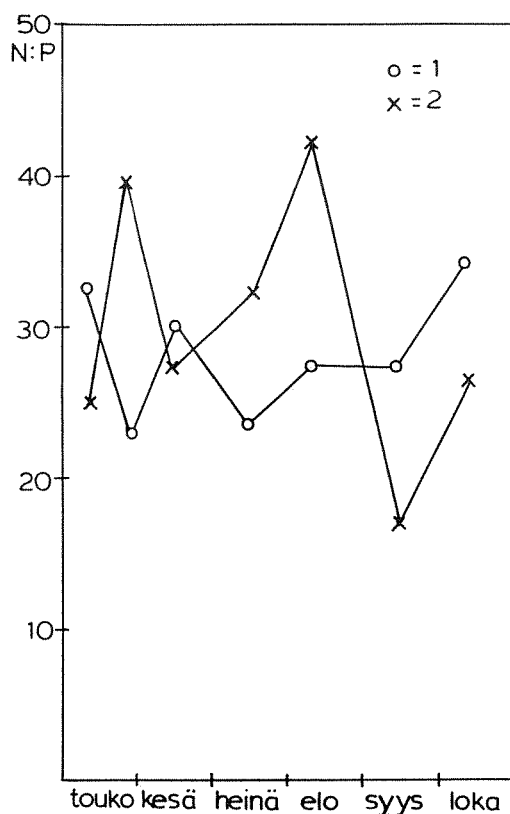
Korkeimmat a-klorofyllipitoisuudet mitattiin toukokuun lopussa, jolloin pisteessä 1 oli pitoisuus $32 \mu\text{g l}^{-1}$ ja pisteessä 2 $34 \mu\text{g l}^{-1}$. Veden lämpötilan nopea nousu mahdollisti huuhtoutuneiden ravinteiden hyväksikäytön. Tämän jälkeen a-klorofyllipitoisuudet laskivat. Ravinteet vähenivät päällyksvedestä. Kesäkerrostuneisuus piti alusveden ravinteet tuottavan kerroksen alapuolella. Ravinnetäydennystä valuma-alueelta tuli vain vähän, sillä huuhtoutumat olivat pieniä.

4.23 S i n i l e v ä e s i i n t y m ä

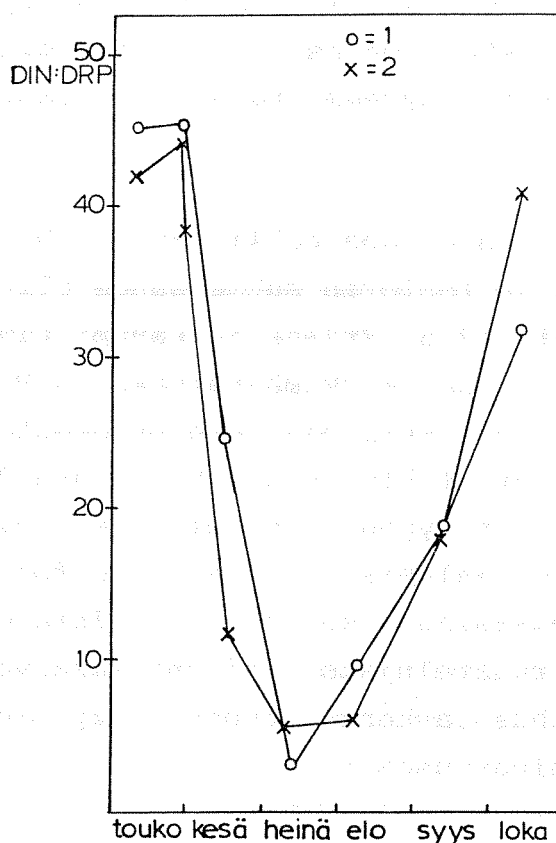
Elokuun alusta alkaen noin kuukauden ajan Kalliojärven kasviplanktonyhteisössä silminnähtävänä esiintynyt sinilevälaji Anabaena flos-aquae pystyy käyttämään hyväkseen molekulaarista

typpeä. Laji voi muodostaa toksiineja tuottavia kantoja ja se viihtyy erityyppisissä vesissä. Sinilevien kasvuun ja dominointiin vaikuttaa monet fysikaaliset, kemialliset ja biologiset tekijät kuten valo, lämpötila, eläinplanktonin laidunnus ja ravinteet (Smith 1986, Steinberg ja Hartmann 1988). Alhaisen CO_2 -pitoisuuden on todettu suosivan sinileviä muihin leväryhmiin nähden (Shapiro 1972). Seuraavassa tarkastellaan ravinteiden merkitystä tyypeä sitovan sinilevän runsastumiseen Kalliojärven Kalliojärven.

Heinäkuussa 1989 oli Kalliojärven päällysveden kokonaisfosforipitoisuus $17 \mu\text{g l}^{-1}$ ja kokonaistyyppipitoisuus $480 \mu\text{g l}^{-1}$ kahden näytteenottopisteen keskiarvona. Nitraattityypipitoisuus oli $4 \mu\text{g l}^{-1}$ ja ammoniumtyypipitoisuus $5 \mu\text{g l}^{-1}$. Heinäkuussa 1989 oli päällysveden kokonaistyyppipitoisuuden ja kokonaisfosforipitoisuuden suhde (N:P) 24 pisteessä 1 ja 33 pisteessä 2 (kuva 20). Epäorgaanisen typen ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) ja liukoisen fosfaattifosforin suhde (DIN:DRP) on ollut korkeimmillaan kasvukauden alussa ja lopussa (kuva 21).



Kuva 20. Päällysveden kokonaistypen ja kokonaisfosforin suhde Kalliojärven Kalliojärven kesällä 1989.



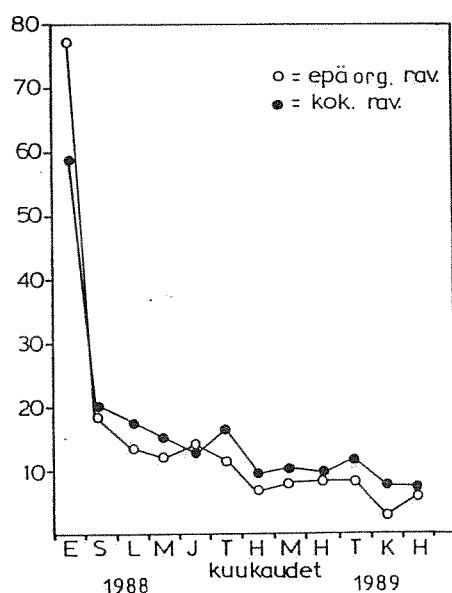
Kuva 21. Päälyysveden epäorgaanisen typen ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) ja liukoisen fosfaattifosforin suhde Kalliojärven pällyysvedessä kesällä 1989.

Smith (1983) on todennut, että järven pällyysveden alhainen kokonaistypen ja kokonaisfosforin suhde (N:P) vaikuttaa typpeä sitovien sinilevien esiintymiseen. Hän on esittänyt, että suhteen ollessa alle 29 on sinilevien dominointi todennäköistä. Kalliojärven näytteenottopisteessä 1 tämä ehto täyttyi. Yrjänä ja Kauppi (1984) ovat kuitenkin todenneet, ettei tämä suhde riitä selitykseksi sinileväkukinnoille, sillä Suomen järvissä suhde on tyypillisesti alle 29.

Vincent (1989) on seurannut sinilevämaksimiin vaikuttavia tekijöitä ja esittänyt, että korkeat kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuudet yhdistettynä matalaan DIN:DRP -suhteeseen suosivat typpeä sitovien sinilevien kasvua. Kalliojärven pällyysvedessä DIN:DRP -suhde laski voimakkaasti alkukesällä (kuva 21). Heinäkuussa suhde oli 3 pisteessä 1. Epäorgaanisten tyyppiyhdisteiden lisäksi myös liukoisen fosfaattifosforin pitoisuudet olivat pieniä ($2 \mu\text{g l}^{-1}$) Kalliojärven pällyysvedessä heinä-elokuussa 1989. Kesällä veden lämpötilan noustessa

sinilevien kilpailukyky fosforista muihin leväryhmiin nähden paranee (Tilman ym. 1986). On esitetty, että sinilevät kykenevät noutamaan ravinteita syvemmistä vesikerroksista (Ganf ja Oliver 1982).

Vuoden tarkastelujakson aikana Kalliojärveen huuhtoutuneiden epäorgaanisen typen ja fosforin suhde oli 10,5. Kokonaisravinteiden suhde oli 13,5. Yrjänä ja Kauppi (1984) ovat laskeneet hajakuormituksen keskimääräiseksi N:P -suhteeksi 19,4. Elokuussa 1988 oli Kalliojärveen huuhtoutuneiden kokonaistypen ja kokonaisfosforin suhde 58,7 (kuva 22). Suureen lukuun on syynä lannoitetypen huuhtoutumisen voimakas keskittyminen heti levityksen jälkeiseen aikaan. Fosforin huuhtoutuminen on tapahtunut pääasiassa keväällä. Ravinteiden suhteessa on havaittavissa tarkastelujakson aikana laskeva suunta. Kesällä oli N:P -suhde laskenut arvoon 7. Epäorgaanisten ravinteiden suhde oli heinäkuussa 5,4.



Kuva 22. Kalliojärveen huuhtoutuvien kokonaistypen ja kokonaisfosforin sekä epäorgaanisen typen ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) ja liukoisen fosfaattifosforin suhteet.

Järveen huuhtoutuvien typpi- ja fosforimäärien vaikutusta sinilevien dominointiin kasviplanktonyhteisössä on tutkinut Schindler (1974, 1977). Hänen mukaan järveen tulevan typpi- ja fosforiravinteiden suhteen laskeminen arvoon 5 aiheutti typpeä sitovan sinilevälajin esiintymisen. Kun N:P -suhde oli 15, ei lajia esiintynyt havaittavasti. Typpeä sitovien sinilevien on todettu olevan yleisiä vesistöissä, joissa huuhtoutuvi-

en ravinteiden suhde on alle 10 (Flett ym. 1980). Tämän mukaan Kalliojärveen huuhtoutuneiden ravinteiden suhde muuttui tarkastelujakson aikana sinileviä suosivaksi.

4.24 Järven rehevyystaso a-klorofyllipitoisuuden mukaan

Fosforin ja a-klorofyllin välistä yhteyttä on usein käytetty järven rehevyystason arvioinnissa eri kuormitusvaihtoehtoilla. Yhteyden osoittavissa malleissa on käytetty erilaisia menetelmiä fosforipitoisuuksien ja a-klorofyllipitoisuuksien laske-
misessa. Sakamoton (1966) mallissa a-klorofyllipitoisuus on laskettu kevätkierron kokonaisfosforipitoisuudesta. Tämä malli lähtökohtana Dillon ja Rigler (1974a) laskivat oman regressioyhtälönsä. Dillonin ja Riglerin (1974a) malliin on sijoitettu Chapran ja Tarapchakin (1976) esittämä yhteys kevättäyskierron aikaisen kokonaisfosforipitoisuuden muuttamiseksi vuoden keskimääräiseksi fosforipitoisuudeksi. Muutoskerroin on 0,9. Myös Jones ja Bachmann (1976) laskivat a-klorofyllipitoisuuden kevättäyskierron fosforipitoisuuden mukaan. Tähänkin kaavaan on lisätty k.o. kerroin. Ahl ja Wiederholm (1977) ovat esittäneet kaksi yhtälöä suurimman mahdollisen a-klorofyllipitoisuuden perusteella. Heidän mukaan se on matalissa järvissä $150 \mu\text{g l}^{-1}$ ja syvissä järvissä $50 \mu\text{g l}^{-1}$. Megard (1978) ja Schindler ym. (1978) laskivat yhtälöt perustana päällisveden kokonaisfosforipitoisuuden ja a-klorofyllipitoisuuden kesäarvot. Edmondson ja Lehman (1981) kuvaavat regressioyhtälössä vuoden keskimääräisen kokonaisfosforipitoisuuden ja kesän a-klorofyllipitoisuuden yhteyttä. OECD:n (1982) regressiosuora esittää vuoden keskimääräisen kokonaisfosforipitoisuuden ja vuoden keskimääräisen a-klorofyllipitoisuuden suhdetta. Regressioyhtälöiden eroja on tarkastellut myös Ahlgren ym. (1988).

Kalliojärven keskimääräinen a-klorofyllipitoisuus oli $10,5 \mu\text{g l}^{-1}$ kesällä 1989. CSTR -hydrauliikan (Vollenweider 1969) mukainen keskimääräinen fosforipitoisuus Kalliojärvessä oli $41 \mu\text{g l}^{-1}$ lannoituksen jälkeisenä vuonna. Soveltamalla Friskin (1989) mallia saadaan kokonaisfosforipitoisuudeksi $12 \mu\text{g l}^{-1}$ ilman alueella suoritettuja lannoituksia.

Kalliojärven keskimääräisen kokonaisfosforipitoisuuden mukaan laskettuna regressioyhtälöt antavat a-klorofyllipitoisuuksia välillä $9,9 - 41,5 \mu\text{g l}^{-1}$ keskiarvon ollessa $22,8 \mu\text{g l}^{-1}$. Parhaan todellisuutta vastaavan tuloksen antaa OECD:n (1982) kaava. Kaavan mukaan Kalliojärven a-klorofyllipitoisuus ilman lannoituksia olisi $3,0 \mu\text{g l}^{-1}$.

Päällysveden keskimääräinen kokonaisfosforipitoisuus oli lannoituksen jälkeisenä vuonna $34 \mu\text{g l}^{-1}$ kahden näytteenotto-pisteen keskiarvona. Tämän arvon perusteella järven a-klorofyllipitoisuus olisi eri kaavojen mukaan välillä $9,1 - 33,9 \mu\text{g l}^{-1}$. Keskiarvoksi tuli $17,9 \mu\text{g l}^{-1}$. OECD:n (1982) kaavan lisäksi Ahl ja Wiederholmin (1977) syville järville tarkoitettu yhtälö on lähellä todellista tasoa.

Veden a-klorofyllipitoisuutta kokonaisfosforipitoisuuden perusteella ennustavien kaavojen tulokset erosivat tutkitulla fosforipitoisuustasolla melko paljon toisistaan. Kaavoissa käytettyjen aineistojen ja laskentaperusteiden erot aiheuttavat hajontaa, joka vaikeuttaa kaavojen soveltamista käytäntöön. Yksittäisen kaavan perusteella järven rehevyyden arviointi voi tuottaa virheellisen johtopäätöksen (vrt. taulukko 8, kuva 19).

Sekä CSTR -hydrauliikan mukainen mallitarkastelu, että päällysveden keskimääräiseen kokonaisfosforipitoisuuteen perustuva tarkastelu antoivat molemmat yleisesti todellisuutta suurempia a-klorofyllipitoisuuksia. Suurin syy tähän on ilmeisesti se, että voimakkaasti kevääseen ajoittunut fosforikuormitus kulki nopeasti luusuaan eikä ehtinyt vaikuttaa kesän perustuotantotasoon. Kokonaisfosforipitoisuuden perusteella laskettua a-klorofyllipitoisuutta järven rehevyydestason arvioimisessa on kritisoitu siksi, ettei se ota huomioon yksittäisen järven biologisia erityispiirteitä (Shapiro 1978). Veden a-klorofyllipitoisuuteen vaikuttaa moni muukin tekijä kuin kokonaisfosforipitoisuus. Valon vaikutus kasviplanktonin tuotantoa rajoittavana tekijänä Kalliojärven tyyppisessä humusjärvessä on tunnettu. Fosforipitoisuuden avulla lasketut a-klorofyllipitoisuudet olivat todellisuutta suurempia myös kanadalaisissa ruskeavetisissä järvissä (Chow-Fraser ja Duthie 1983, 1987).

Chapra ja Tarapchak (1978), Welch (1980) ja OECD (1982) ovat esittäneet rehevyytasoluokitukset, joiden mukaan Kalliojärvi oli metsänlannoituksen jälkeisenä vuonna eutrofinen. Likensin (1975) luokituksen mukaan järvi oli mesotrofian ja eutrofian rajoilla.

Arvioitu veden kokonaisfosforipitoisuus oli $12 \mu\text{g l}^{-1}$ ilman alueella suoritettuja lannoituksia. Tämän fosforipitoisuuden mukaan OECD:n (1982) malli antaa järven α -klorofyllipitoisuudeksi $3,0 \mu\text{g l}^{-1}$. Tämän perusteella järvi olisi Chapra ja Tarapchakin (1978) ja OECD:n (1982) luokitusten mukaan mesotrofinen. Welchin (1980) luokituksen mukaan Kalliojärvi oli oligotrofinen. Likensin (1975) luokitus sijoittaa järven oligotrofian ja mesotrofian rajoille.

4.3 METSÄNLANNOITUS VESISTÖJEN HAJAKUORMITTAJANA

Hajakuormitukselle on ominaista vuodenaikainen vaihtelu. Suuri osa kuormituksesta virtaa vesistöihin kasvukauden ulkopuolella. Metsänlannoitustoimenpiteet kohdistuvat tyypillisesti latvajärvien valuma-alueille. Lannoitusala voi käsittää huomattavan osan tällaisen järven valuma-alueesta.

Tämän tutkimuksen mukaan kivennäismaan fosforilannoituksen vaikutus huuhtoutumiin oli hyvin vähäinen. Tämä merkitsisi, että lähes 7 % turvemaalle levitetystä fosforista olisi huuhtoutunut ensimmäisen vuoden aikana. Suometsän PK-lannoitteella käsitellystä alueesta se vastaisi 2700 g vuosihuuhtoutumaa hehtaaria kohti. Tutkimuksessa ei selvitetty erilaisten suotyyppien mahdollista vaikutusta fosforin huuhtoutumiseen. Valumavesien pH-arvot ja tiedot metsähallituksen kuvioluettelossa viittaavat siihen, että tutkimusalueen suot ovat karuja.

Suometsiin levitetystä fosforista on esitetty huuhtoutuvan yhteensä $2,5 - 5,4 \text{ kg ha}^{-1}$ 50 vuodessa (Ahti 1986). Tämä perustuu hidasliukoisen fosforin huuhtoutumisarvioon, jossa huuhtoutumisen oletetaan olevan suurimmillaan 250 g ha^{-1} ensimmäisenä lannoituksen jälkeisenä vuonna. Jos lannoitusalat pysyisivät nykyisen suuruisina (30000 ha), merkitsisi tämä enintään 160 t kokonaiskuormitusta vesistöihimme vuodessa.

Arviossa ei ole otettu huomioon talvilevityksen lisäävää vaikutusta huuhtoutumiin (Ahti ja Paarlahti 1988). Kalliojärven valuma-alueella seurattiin kesälevityksen ravinnehuuhtoutumia. Tulosten perusteella voi vesiliukoista fosforia sisältävästä lannoitteesta tietyissä olosuhteissa huuhtoutua ensimmäisen vuoden aikana huomattavasti enemmän kuin Ahdin (1986) käyttämä huuhtoutumisarvio. Näin ollen metsänlannoituksen kokonaiskuormitusarvio, 160 t a^{-1} vesistöihimme, on mitä ilmeisemmin liian pieni. Metsänlannoitus on suurempi fosforikuormittaja kuin muut metsätaloustoimenpiteet (Komiteamietintö 1987:62). Maatalouden osalta koko maan fosforikuormitukseksi on arvioitu $2000 - 4000 \text{ t a}^{-1}$ (Rekolainen 1989). Turvemaan lannoituksen merkitystä vesistöjen kuormittajana korostaa liukoisen fosfaattifosforin suuri osuus huuhtoutuneesta kokonaisfosforista.

Jatkolannoituksen merkitys fosforin huuhtoutumiseen on epäselvä. Myös eri suotyyppien fosforinpidätyskyvyn tutkimus on tarpeen, jotta fosforilannoituskohteiden tarkalla valinnalla voitaisiin vesiensuojelunäkökohdat ottaa entistä paremmin huomioon.

Tässä tutkimuksessa huuhtoutui lannoitetypistä arviolta 5 - 10 % ensimmäisen vuoden aikana. Typpeä levitetään metsiimme vuodessa noin 8000 t. Tämän perusteella kokonaiskuorma vesistöihimme olisi siten $400 - 800 \text{ t a}^{-1}$. Kalliojärven valuma-alueella käytetyn ammoniumnitrattiperusteisen metsän NP - lannoitteen lisäksi metsiin levitetään myös ureaa, joka sitoutuu paremmin metsämaahan (Paavilainen 1983). Komiteamietintö (1987:62) on esittänyt, että metsänlannoitteista huuhtoutuu typpeä vesistöihin vähintään 300 t a^{-1} . Maatalouden vuotuiseksi typpikuormaksi on arvioitu $20000 - 40000 \text{ t}$ (Rekolainen 1989).

Metsämaalta huuhtoutuvien typen ja fosforin suhde laskee metsänlannoituksen vaikutuksesta, sillä niiden huuhtoutumiskäyttäytymiset eroavat toisistaan. Typpeä huuhtoutuu pääasiassa heti lannoituksen jälkeen, kun taas fosforin huuhtoutuminen on pitkäkestoista.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Kalliojärvi oli veden a-klorofyllipitoisuuden perusteella rehevä lannoituksen jälkeisenä kasvukautena. Veden ja keinoalustojen a-klorofyllipitoisuuksien mukaan eroja rehevyydessä ei ollut järven näytteenottopisteiden välillä. Ajoittain hapetomat olosuhteet alusvedessä on tyypillinen ilmiö humuspi-toisissa järvissä. Tällainen vesistö on herkkä ravinnekuormi-tuksen kasvulle.

Metsänlannoitusalueen ravinnehuuhtoutuman erityispiirteet, kuten leville heti käyttökelpoisen fosforin suuri osuus, huuhtoutumien voimakas keskittyminen kevääseen sekä huuhtoutu-vien pääravinteiden suhteen muuttuminen ovat seikkoja, joiden vaikutukset järven rehevyytasoon ja kasviplanktonin sukkessi-oon, varsinkin sinilevien runsastumiseen, kaipaavat lisäselvi-tystä.

Tässä työssä käytettiin järven vesimassan fosforipitoisuuden vuosikeskiarvoon perustuvaa mallitarkastelua. Kirjallisuudesta kerätty kokonaisfosforipitoisuuden avulla a-klorofyllipitoi-suutta ennustavat kaavat soveltuivat melko huonosti Kalliojär-ven aineistoon. Aineistoon olisi sovellettava dynaamista vedenlaatumallia, jolloin kevääseen keskittyvän kuormituksen erityispiirteet järven rehevyyteen tulisivat paremmin selvitet-tyä.

Useamman peräkkäisen vuoden erityyppisten ravinnehuuhtoutu-mien seurannalla voidaan saada parempi kokonaiskuva metsän-lannoituksen vaikutuksista vesistöön. Laaja huuhtoutumis- ja vesistövaikutusaineisto tarjoaa mahdollisuuden mallin kehittä-miseen, jota voidaan soveltaa erityyppisiin lannoituskohtei-siin ja arvioida metsänlannoituksen vesistövaikutuksia. Malli yhdistäisi valuma-alueen ominaisuudet, lannoitusalat sekä vastaanottavan vesistön morfologiset ominaisuudet.

6 K I R J A L L I S U U S

- Ahl, T. & Wiederholm, T. 1977. Svenska vattenkvalitets-kriterier: Eutrofierande ämnen. Stockholm, Statens naturvårdsverk. 124 p. SNV PM 918.
- Ahlgren, I., Frisk, T. & Kamp-Nielsen, L. 1988. Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. Julk.: Persson, G & Jansson M. (toim.). Phosphorus in fresh-water ecosystems. Developments in Hydrobiology, vol. 48, p. 285-303. ISBN 90-6193-657-8.
- Ahti, E. 1983. Fertilizer-induced leaching of phosphorus and potassium from peatlands drained for forestry. Commun. Inst. For. Fenn., no. 111, p. 1-20. ISBN 951-40-0610-0, ISSN 0358-9609.
- Ahti, E. 1986. Estimating leaching of fertilizer phosphorus from peatland forests by using decline functions. Voluntary paper, IUFRO World Congress, 1986, Ljubljana. 11 p.
- Ahti, E. 1988. Selvitys ravinteiden huuhtoutumisesta käytännön talvilannoitusalueilta v. 1988. Käsikirjoitus. 11 p.
- Ahti, E. & Paarlahti, K. 1988. Ravinteiden huuhtoutuminen talvella lannoitetulta metsäojitusalueelta. Suo, vol. 39, no. 1-2, p. 19-25. ISSN 0039-5471.
- Bergquist, B., Lundin, L. & Andersson, A 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning. Sikssjöbäcksområdet. Uppsala Universitet, limnologiska institutionen. 140 p. Forskningsrapport nr. 9. Rapport LIU 1984 B:4.
- Cattaneo, A. 1987. Periphyton in lakes of different trophy. Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 44, p. 296-303. ISSN 0706-652X.

- Chapra, S.C. & Tarapchak, S.J. 1976. A chlorophyll a model and its relationship to phosphorus loading plots for lakes. Water Resour. Res., vol. 12, no. 6, p. 1260-1264.
- Chow-Fraser, P. & Duthie, H.C. 1983. An interpretation of phosphorus loadings in dystrophic lakes. Arch. Hydrobiol., vol. 97, no. 1, p. 109-121. ISBN 0097-9136, ISSN 0097-0109.
- Chow-Fraser, P. & Duthie, H.C. 1987. Response of the phytoplankton community to weekly additions of monoammonium phosphate in a dystrophic lake. Arch. Hydrobiol., vol. 110, no. 1, p. 67-82. ISBN 0110-1167, ISSN 0003-9136.
- Dillon, P.J. & Rigler, F.H. 1974a. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr., vol. 19, no. 5, p. 767-773. ISSN 0024-3590.
- Dillon, P.J. & Rigler, F.H. 1974b. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. J. Fish. Res. Board Can., no. 31, p. 1771-1778.
- Edlund, L. & Jäger, E. Skogsgödsling och vattenvård. 1977. Sveriges skogsföreningstidskrift, no. 4, p. 371-399.
- Edmondson, W.T. & Lehman, J.T. 1981. The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. Limnol. Oceanogr., vol. 26, no. 1, p. 1-29. ISSN 0024-3590.
- Eloranta, P. & Kunnas, S. 1976. A comparison of littoral periphyton in some lakes of Central Finland. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä, no. 2, p. 34-50.

- Frisk, T. 1989. Development of mass balance models for lakes. Helsinki, National Board of Waters and the Environment, Finland. 68 p. Publications of the Water and Environment Research Institute, no 5. ISBN 951-47-3098-4. ISSN 0783-9472.
- Frisk, T. & Kylä-Harakka, T. 1981. Vedenlaatuennusteiden laadinnan perusteet. Helsinki, vesihallitus. 65 p. Vesihallituksen monistesarja 1981:53.
- Flett, R.J., Schindler, D.W., Hamilton, R.D. & Campbell, N.E.R. 1980. Nitrogen fixation in Canadian precambrian shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 37, p. 494-505. ISSN 0706-652X.
- Ganf, G. G. & Oliver, R. L. 1982. Vertical separation of light and available nutrients as a factor causing replacement of green algae by blue-green algae in the plankton of a stratified lake. Journal of Ecology, vol. 70, no. 3, p. 829-844. ISSN 0022-0477.
- Grip, H. 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. Uppsala University, Department of Physical Geography. 144 p. UNGI Rapport no. 58. Ph. D. Thesis. UNGI Rapport nr. 58. ISBN 91-5060359-0.
- Harriman, R. 1978. Nutrient leaching from fertilized forest watersheds in Scotland. Journal of Applied Ecology, vol. 15, no. 3, p. 933-942. ISSN 0021-8901.
- Heinonen, P. & Herve, S. 1984. A rapid biological method for the monitoring of eutrophication. Arch. Hydrobiol., vol. 101, no. 1/2, p. 135-142. ISSN 0003-9136.
- Herve, S. & Kauppi, L. 1986. Effects of filtration on the determination of phosphate phosphorus in runoff waters. Aqua Fennica, vol. 16, no. 2, p. 151-155. ISSN 0356-7133.

Ilmavirta, V. 1983. Humusjärvien ekologisista erityispiirteistä. Luonnon Tutkija, vol. 87, no. 2, p. 67-70. ISSN 0024-7383

Jones, J.R. & Bachmann, R.W. 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. J. Water Poll. Control Fed., no. 48, p. 2176-2182.

Järnefelt, H. 1958. Vesiemme luonnontalous. Porvoo. 325 p.

Järvinen, O. & Vänni, T. 1989. Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa vuonna 1975. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. 81 p. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja no. 202.

Kairesalo, T. 1983. Dynamics of epiphytic communities on Equisetum fluviatile L. Response to short-term variation in environmental conditions. Julk.: Wetzel, R.G. (toim.). Periphyton of freshwater Ecosystems. P. 153-160. Dr. W. Junk Publishers. The Hague.

Kairesalo, T. & Koskimies, I. 1985. Vernal succession of littoral and nearshore phytoplankton: significance of interchance between the two communities. Aqua Fennica, vol 15, no. 1, p. 115-126. ISSN 0356-7133.

Karsisto, K. 1970. Lannoituksessa annettujen ravinteiden huuhtoutumisesta turvemailta. Suo, vol 21, no. 3-4, p. 60-65. ISSN 0039-5471.

Karsisto, K. & Ravela, H. 1971. Eri ajankohtina annettujen fosfori ja kalilannoitteiden huuhtoutumisesta metsäojitusalueilta. Suo, vol. 22, no. 3-4, p. 39-46. ISSN 0039-5471.

Kauppi, L. 1978. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. Helsinki, National Board of Waters, Finland. Publications of the Water Research Institute, no. 30, p. 21-41. ISBN 951-46-3754-2, ISSN 0355-0982.

- Kauppi, L. 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Helsinki, National Board of Waters, Finland. Publications of the Water Research Institute, no. 34, p. 35-46. ISBN 951-46-4609-6, ISSN 0355-0982.
- Kemira Oy. 1985. Lannoitteiden ominaisuudet ja käyttö. 64 p.
- Kenttämies, K. 1977. Utlakningen av fosfor och kalium från dikade och gödslade torvmarker. Julk.: Diffuse vattenföroreningertillförsel och transport. Trettonde nordiska symposiet om vattenforskning Röros, 2.-5.5.1977. Nordforsk, Miljövårdssekretariatet publikation, no. 2, p. 271-280.
- Kenttämies, K. 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. Helsinki, National Board of Waters, Finland. Publications of the Water Research Institute, no. 43, p. 24-31. ISBN 951-46-6067-6, ISSN 0355-0982.
- Kenttämies, K. 1987. Metsäojituksen ja metsänlannoituksen vaikutus valumaveden ominaisuuksiin. Lisensiaattityö. Helsingin yliopisto. Limnologian laitos. 34 p.
- Kenttämies, K. & Laine, J. 1984. The effects on water quality of forest drainage and phosphate fertilization in a peatland area in central Finland. Julk.: Proceedings of the 7th International Peat Congress, 18.-23.6.1984, Dublin, Ireland. Vol. III, p. 342-350.
- Komiteamietintö no. 62. 1988. Metsä- ja turvetalouden vesien-suojelutoimikunnan mietintö. 344 p. Maa- ja metsätalousministeriö. ISBN 951-47-1208-0, ISSN 0356-9470.
- Kuntze, H. & Scheffer, B. 1979. Die Phosphatmobilität im Hochmoorboden in Abhängigkeit von der Düngung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., no. 142, p. 155-168.

Lappalainen, K.M. 1974. Kehitysarviot eri kuormitusvaihtoehtoilla: Kallaveden reitti ja Haukivesi. Helsinki, vesihallitus. 119 p. Vesihallituksen tiedotus no. 59. ISBN 951-46-0923-9.

Lappalainen, K.M. 1977. Matemaattisia apukeinoja vesistötutkimuksen tulosten käsittelyyn. Julk.: Lehmusluoto, P. (toim.). Fysikaaliset ja kemialliset vesianalyysimenetelmät. Helsinki, Vesi- ja kalatalousmiehet ry. P. 107-121. ISBN 951-99110-9-X.

Larsen, J.E., Warren, G.F. & Langston, R. 1959. Effect of iron, aluminum and humic acid on phosphorus fixation by organic soils. Soil Science Society of American Proceedings, vol. 23, p. 438-440.

Lehmusvuori, M. 1981. Valunta ja ravinteiden huuhtoutuminen Laaviosuon ojitus- ja lannoitusalueelta 1980. Suo, vol. 32, no. 4-5, p. 134-137. ISSN 0039-5471.

Lepistö, A. 1984. Ainetaseet pienillä valuma-alueilla. Helsinki, vesihallitus. 105 p. Vesihallituksen monistesarja no. 264. ISBN 951-46-8006-5, ISSN 0358-7169.

Leskinen, E. 1983. Keinoalustojen käyttö vedenlaadun seuranta-menetelmänä murtovedessä. I. Eksponointiajan ja alustatyyppin vaikutus perifytonin kolonisaatioon. Helsinki, vesihallitus. 24 p. Vesihallituksen monistesarja no. 171.

Likens, G.E. 1975. Primary production of inland aquatic ecosystems. Julk.: Lieth, H. & Whittaker R.H. (toim.). Primary productivity of the biosphere. P. 185-202.

Logan, T.J. 1982. Mechanisms for release of sediment-bound phosphate to water and the effects of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. Hydrobiologia, vol. 92, p. 519-530.

- Lundin, L. & Bergquist, B. 1985. Peatland fertilization. Short-term chemical effects of runoff water. Uppsala, Swedish University of agricultural Sciences, Faculty of forestry. 17 p. Studia Forestalia Suecica, no. 171. ISBN 91-576-2399-6, ISSN 0039-3150.
- Malcolm, D. C. & Cuttle, S. P. 1983. The application of fertilizers to drained peat. 1. Nutrient losses in drainage. Forestry, vol. 56, no. 2, p. 155-174.
- Megard, R.O. 1978. Phytoplankton, photosynthesis, and phosphorus in Lake Minnetonka, Minnesota. Limnol. Oceanogr., vol. 17, no. 1, p. 68-87. ISSN 0024-3590.
- Metsä 2000-ohjelma. 1985. Helsinki, talousneuvosto, Metsä - 2000 ohjelmajaosto. 53 p.
- Mäkinen, I. 1987. Alkaliniteetin määrittäminen Granin menetelmällä. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. 5 p.
- OECD 1982. Eutrophication of Waters: monitoring, assessment and control. Paris. 154 p. ISBN 92-64-12298-2.
- Paavilainen, E. 1976. Effect of drainage and fertilization of peatlands on the environment. Julk.: Tamm, C. O. (toim.). Man and boreal forest. Stockholm. Swedish Natural Science Research Council. Ecological Bulletins, no. 21, p. 137-141.
- Paavilainen, E. 1983. Metsänlannoituksen ympäristövaikutukset. Suomen Akat. Julk., vol 2, no. 68-78.
- Rekolainen, S. 1989. Phosphorus and nitrogen transport from forest and agricultural areas in Finland. Käsikirjoitus. 31 p.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol., vol. 62, no. 1, p. 1-28. ISSN 0003-9136.

- Sallantaus, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. Helsinki, maa- ja metsätalousministeriö. 203 p. Luonnonvarajulkaisuja 11. ISBN 951-46-9524-0, ISSN 0782-8993.
- Schindler, D.W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. Science, vol. 184, no. 4139, p. 897-899.
- Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. Science, vol. 195, no. 4275, p. 260-262.
- Schindler, D.W., Fee, E.J. & Ruszczynski, R. 1978. Phosphorus inputs and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the experimental lakes area and in similar lakes. J. Fish. Res. Board Can., vol. 35, no. 2, p. 190-196.
- SFS 3013. 1983. Veden a-klorofyllipitoisuuden määrittäminen. Asetoniuutto. Spektrofotometrinen menetelmä. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 5 p.
- SFS 3025. 1986a. Veden fosfaatin määrittäminen. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 10 p.
- SFS 3026. 1986b. Veden kokonaisfosforin määrittäminen: Hajotus peroksidisulfaattilla. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 11 p.
- SFS 3023. 1987. Veden väriluvun määrittäminen. Komparaattorimenetelmä. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 3 p.
- SFS 3024. 1989. Veden sameuden nefelometrinen määrittäminen. Helsinki, Suomen Standardisoimisliitto. 3 p.
- Shapiro, J. 1972. Blue-green algae: why they become dominant. Science, vol. 179, p. 382-384.

- Shapiro, J. 1978. The need for more biology in lake restoration. Minneapolis. Limnol. Res. Center, Univ. Minnesota, 16 p.
- Simola, H. 1983. Limnological effects of peatland drainage and fertilization as reflected in the varved sediment of a deep lake. *Hydrobiologia*, vol. 106, p. 43-57.
- Simola, H. 1988. Ilomantsin Ilajanjärven viimeaikainen kehitys: Raportti paleolimnologisesta tutkimuksesta. Joensuu, Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitos. 13 p. Karjalan tutkimuslaitoksen monisteita no 1/1988. ISBN 951-696-724-8, ISSN 0781-1969.
- Sladeckova, A. ja Sladeczek, V. 1977. Periphyton as indicator of the reservoir water quality. II. Pseudoperiphyton. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, no. 9, p. 177-191. ISSN 0071-1128.
- Smith, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, vol. 221, no. 4611, p. 669-671.
- Smith, V.H. 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue green algae in lake phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol 43, p. 148-153. ISSN 0706-652X.
- Steinberg, C.E.W. & Hartmann, H.M. 1988. Planktonic bloom-forming Cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshwater Biology*, vol. 20, no. 20, p. 279-287. ISSN 0046-507.
- Särkkä, M. 1970. Metsänlannoituksen vaikutus vesistöissä. *Suo*, vol. 2, no. 3-4, p. 67-74. ISSN 0039-5471.

Tilman, D., Kiesling, R., Sterner, R., Kilham, S.S. & Johnson, F.A. 1986. Green, bluegreen and diatom algae: Taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. Arch. Hydrobiol., vol. 106, no. 4, p. 473-485. ISSN 0003-9136.

Uusitalo, M. (toim.). 1989. Metsätilastollinen vuosikirja 1988. 1989. Helsinki, Suomen virallinen tilasto XVII A:19. Folia Forestalia 730. 245 p. ISSN 0359-698X, ISSN 0015-5543, ISSN 0356-343X.

Vesihallitus 1979. Vesiensuojelun tilannekatsaus vuosilta 1972-1976. Helsinki. 192 p. Vesihallituksen tiedotus no. 168.

Vesihallitus 1981. Vesihallinnon analyysimenetelmät. Helsinki. 136 p. Vesihallituksen tiedotus no. 213. ISBN 951-46-6001-3. ISBN 0355-0745.

Vesihallitus 1982. Vesiviranomaisten käyttämät vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. Helsinki. 52 p. Vesihallituksen julkaisuja no. 40. ISBN 951-46-6075-7. ISSN 0355-9297.

Vesihallitus 1984. Hydrologiset havainto- ja mittausmenetelmät. Helsinki. 88 p. Vesihallituksen julkaisuja no. 47. ISBN 951-46-7491-X. ISSN 0355-9297.

Vincent, W.F. 1989. Cyanobacterial growth and dominance in two eutrophic lakes: review and synthesis. Arch. Hydrobiol. Beih. no. 32, p. 239-254. ISSN 0071-1128.

Vollenweider, R.A. 1969. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. Arch. Hydrobiol., vol. 66, no. 1, p. 1-36. ISSN 0003-9136.

Vollenweider, R.A. 1975. Input-output models, with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schweiz. Z. Hydrol., vol. 37, no 1, p. 53-84. ISSN 0036-7842.

- Wartiovaara, J. 1975. Jokien ainevirtaamista Suomen rannikolla. Helsinki, National Board of Waters, Finland. 54 p. Publications of the Water Research Institute no 13. ISBN 951-46-1961-7.
- Welch, E.B. 1980. Ecological effects of waste water. Westford. 337 p. ISBN 0-521-29525-4.
- Wetzel, R.G. 1963. Primary productivity of periphyton. Nature, vol. 197, no. 4871, p. 1026-1027.
- Wetzel, R.G. 1983. Limnology. Saunders college publishing. 767 p. ISBN 0-03-057913-9.
- Wiklander, G. 1977. Skogsgödslingens inverkan på mark och vatten. Sveriges Skogsvårdsförbunds Tidskrift vol. 75, no. 2-3, p. 179-188.
- Yrjänä, E.-R. & Kauppi, L. 1984. Kasvinravinteet rehevyytason säätelijöinä. Julk.: Kylä-harakka, T. & Heinonen, P. (toim.). Vesiensuojelun tavoitteiden asettaminen. Helsinki, Vesi- ja kalatalousalan ammattijärjestö VKA ry. P. 103-117. ISBN 951-95471-6-9.

Kalliojärvi, piste 1.

Pvm.	Syv. m	Näkös. m	Lämpöt. °C	O ₂ mg l ⁻¹	O ₂ kyll.%	Sameus FTU	K-aine mg l ⁻¹	y25 mSm ⁻¹	Gran-alk. mmoll ⁻¹	pH	Väri Ptmg l ⁻¹	CODMn mg l ⁻¹ O ₂	Fe µg l ⁻¹	Mn µg l ⁻¹
12.08.88	1	2,0	16,0	8,1	82			2,7	0,02	5,7	100	15		
	2		16,0	8,2	83			2,7	0,02	5,7	10			
	4		9,3	2,6	83			3,0	0,01	5,2	120	12		
	6		8,0	3,4	29			3,1	0,01	5,2	130	13		
	8		4,9	3,1	24			3,3	0,02	5,2	140	17		
	10		4,4	1,6	12			3,3	0,02	5,2	160	17		
	12		4,3	0,0	0			3,8	0,06	5,7	260	21		
01.09.88	1	2,2	15,7	8,5	86	0,85		3,0	0,016	5,6	100	14	300	100
	5		10,2	2,4	21	0,80		3,2	0,022	5,3	140	16	830	230
	10		4,8	1,2	9	0,60		3,4	0,028	5,2	180	17	1100	140
	12		4,3	0,2	2	2,2		3,4	0,054	5,5	220	19	1200	180
21.09.88	1	1,6	10,2	7,9	70	0,90		3,0	0,033	5,4	120	14	540	120
	5		10,2	7,7	69	0,75		3,0	0,027	5,3	110	14	550	130
	10		4,6	0,3	2	0,75		3,3	0,033	5,2	160	18	1400	160
	12		4,3	0,0	0	8,9		4,3	0,146	5,8	280	25	4600	240
06.10.88	1	1,8	9,0	9,1	79	0,90		3,1	0,024	5,7	120	14	540	96
	5		8,9	9,0	78	0,70		3,1	0,025	5,7	110	14	550	91
	10		4,7	0,3	2	1,3		3,3	0,036	5,4	200	18	1500	170
	12		4,4	0,0	0	12,0		4,4	0,157	5,8	300	25	4800	230
20.10.88	1	1,7	6,3	9,3	75	0,75		3,2	0,028	5,7	120	15	600	73
	5		6,3	9,3	75	0,70		3,1	0,028	5,6	120	15	610	73
	10		5,7	5,0	40	1,0		3,2	0,038	5,4	140	17	1000	110
	12		4,6	0,0	0	7,5		4,2	0,180	5,9	300	25	4400	210
08.11.88	1	1,6	1,6	11,5	82	0,75		3,3	0,033	5,7	140	16	750	67
	5		2,8	10,3	76	0,75		3,1	0,032	5,7	140	14	750	69
	10		3,3	9,8	66	0,85		3,1	0,030	5,6	140	14	780	69
	12		3,4	9,6	72	0,85		3,2	0,033	5,6	140	15	800	69
17.01.89	1	1,5	1,2	10,9	77	0,45		3,4	0,033	5,7	120	15	700	75
	5		2,3	8,2	60	0,50		3,3	0,027	5,5	120	14	690	61
	10		3,5	5,5	41	0,75		3,4	0,034	5,4	140	15	780	74
	11,8		3,5	5,3	40	0,75		3,4	0,039	5,4	140	15	810	76
14.02.89	1	1,5	0,3	9,7	67	0,55		3,6	0,023	5,4	140	16	710	76
	5		3,3	7,4	55	0,45		3,3	0,025	5,4	120	15	690	57
	10		3,5	4,8	36	0,65		3,5	0,030	5,4	150	15	840	71
	12		3,6	4,3	32	0,80		3,5	0,035	5,4	150	16	970	80

Kalliojärvi, piste 1.

Pvm.	Syv. m	Näkös. m	Lämpöt. °C	O ₂ mg l ⁻¹	O ₂ kyll. %	Sameus FTU	K-aine mg l ⁻¹	y25 mSm ⁻¹	Gran-alk. mmoll ⁻¹	pH	Väri ptmgl ⁻¹	CODMn mg l ⁻¹ O ₂	Fe µg l ⁻¹	Mn µg l ⁻¹
14.03.89	1	1,8	0,7	9,8	68	0,60	0,2	3,4	0,007	5,2	120	14	590	66
	5		3,4	6,5	49	0,55	0,3	3,4	0,023	5,3	120	15	710	62
	10		3,5	3,9	29	0,80	0,4	3,5	0,030	5,3	140	16	920	95
	11,8		3,5	3,7	28	0,95	0,4	3,5	0,030	5,3	140	16	1000	98
05.04.89	1	1,3	1,1	9,8	69	0,90	0,9	3,7	0,002	5,1	150	17	550	59
	5		3,4	6,1	46	0,95	0,8	3,4	0,024	5,3	150	15	730	62
	10		3,6	3,6	27	1,1	0,7	3,5	0,029	5,3	150	15	950	86
	12		3,7	3,3	25	1,4	0,7	3,6	0,033	5,3	180	17	1000	95
11.05.89	1	1,6	9,6	10,2	90	1,0	2,4	3,0	0,022	5,5	130	15	560	68
	5		8,5	9,5	81	1,0	2,1	3,0	0,024	5,5	130	15	570	68
	10		4,3	5,2	40	1,4	1,6	3,3	0,027	5,3	150	15	980	90
	12		4,1	3,6	28	2,4	2,7	3,4	0,040	5,3	180	16	1300	110
31.05.89	1	1,5	14,4	8,6	84	1,6	6,0	2,8	0,026	6,0	110	14	440	87
	5		9,6	5,7	50	0,90	3,1	3,0	0,022	5,5	120	14	510	72
	10		4,3	3,9	30	1,1	1,7	3,1	0,028	5,4	120	15	890	85
	12		4,2	3,2	24	4,3	4,8	3,4	0,051	5,4	160	17	1600	120
15.06.89	1	2,1	15,8	8,8	89	1,1	2,0	2,9	0,034	5,9	80	13	380	48
	5		9,7	5,3	47	0,95	2,8	3,1	0,029	5,4	80	13	490	72
	10		4,3	3,9	30	1,2	2,1	3,4	0,028	5,3	100	15	890	87
10.07.89	1	2,1	21,3	2,1	16	2,8	3,5	3,4	0,034	5,3	120	16	1400	110
	5		10,6	3,0	90	1,3	3,2	3,0	0,035	6,2	70	12	340	67
	10		4,9	3,6	28	1,4	2,2	3,4	0,041	5,3	80	13	600	120
	12		4,6	1,3	10	2,9	3,1	3,4	0,057	5,4	140	17	1200	110
08.08.89	1	2,1	18,5	6,9	73	0,80	1,9	2,9	0,039	6,1	60	10	1900	130
	5		11,9	1,9	17	2,0	2,8	3,2	0,046	5,5	120	14	270	61
	10		4,5	2,7	20	0,90	1,3	3,4	0,035	5,3	120	14	1200	280
	12		4,2	0,0	0	5,8	4,7	3,5	0,060	5,5	175	17	1000	120
11.09.89	1	2,2	12,6	8,2	77	1,0	1,2	2,9	0,041	5,9	70	10	2600	310
	5		12,3	8,0	75	1,0	3,0	2,9	0,042	5,9	80	10	460	95
	10		4,9	0,6	5	1,4	1,4	5,4	0,040	5,9	80	10	490	98
	11,9		4,5	0,4	3	1,4	8,4	4,3	0,126	5,9	260	15	1400	160
10.10.89	1	2,2	7,2	8,6	71	0,95	0,8	3,0	0,035	5,8	80	10	4200	350
	5		7,2	8,8	73	0,97	0,8	3,0	0,035	5,8	80	10	570	77
	10		5,0	0,6	5	5,2	2,4	3,3	0,046	5,8	80	10	570	78
	11,6		4,6	0,0	0	17,0	5,1	4,6	0,146	6,1	210	15	2200	210
13.11.89	1	1,6	4,7	10,8	84	2,1	0,8	3,0	0,039	5,9	300	22	5800	350
	12		4,7	10,7	83	2,1	0,8	3,0	0,038	5,9	110	12	800	76

Kalliojärvi, piste 1

Pvm.	Syv. m	KokN μgl^{-1}	$\text{NO}_2\text{-N}$ μgl^{-1}	$\text{NO}_3\text{-N}$ μgl^{-1}	$\text{NH}_4\text{-N}$ μgl^{-1}	KokP μgl^{-1}	Suod. $\text{PO}_4\text{-P}$ μgl^{-1}	a-chl μgl^{-1}
12.08.88	1	420	0	34	9	16	4	
	2	520	0	30	11	16	4	
	4	440	1	95	24	13	4	
	6	560	1	94	25	14	5	
	8	550	1	140	23	18	11	
	10	570	1	170	22	22	12	
	12	710	4	34	150	50	30	
01.09.88	1	630	0	150	17	12	1	10,0
	5	630	1	130	45	17	4	
	10	540	1	160	26	21	9	
	12	530	3	46	110	32	7	
21.09.88	1	590	1	150	45	12	3	2,2
	5	550	1	160	45	12	3	
	10	510	3	150	45	29	14	
	12	700	5	22	230	57	23	
06.10.88	1	580	1	170	52	12	3	1,1
	5	600	1	170	51	13	3	
	10	560	6	110	58	25	9	
	12	720	5	17	250	57	31	
20.10.88	1	600	1	180	53	7	5	0,9
	5	550	1	180	54	14	5	
	10	620	4	130	64	25	9	
	12	810	4	17	280	54	30	
08.11.88	1	670	1	190	70	16	6	
	5	580	1	180	68	16	7	
	10	590	1	180	68	16	7	
	12	690	1	170	71	17	7	
17.01.89	1	640	1	220	77	14	7	
	5	690	1	230	55	16	8	
	10	580	1	200	58	19	9	
	11,8	720	1	210	68	20	9	
14.02.89	1	680	1	270	65	18	6	
	5	600	1	260	27	16	9	
	10	620	1	260	30	20	9	
	11,8	660	1	250	44	24	14	
14.03.89	1	790	1	390	140	19	9	
	5	650	1	290	11	17	10	
	10	650	1	290	7	22	13	
	11,8	710	1	300	16	25	14	
05.04.89	1	780	1	360	71	23	6	7,5
	5	660	1	340	17	21	9	
	10	620	1	310	5	23	14	
	11,9	650	1	310	4	25	14	
11.05.89	1	610	1	220	6	19	5	11,0
	5	620	1	240	6	18	5	
	10	650	1	280	27	25	8	
	11,9	740	2	270	46	33	10	
31.05.89	1	500	1	88	3	22	2	32,0
	5	550	1	200	9	16	2	
	10	650	1	290	29	26	7	
	12	750	3	220	100	44	13	
05.06.89	1	490	1	58	15	16	3	6,1
	5	580	0	150	32	17	5	
	10	670	1	270	48	20	8	
	11,8	700	2	230	93	36	12	
10.07.89	1	420	0	4	2	18	2	13,0
	5	580	1	170	66	15	3	
	10	690	1	230	96	28	12	
	12	770	3	160	170	47	18	
08.08.89	1	400	0	12	7	14	2	7,0
	5	550	2	95	92	19	3	
	10	700	2	260	73	24	11	
	11,9	740	7	130	180	47	13	
11.09.89	1	430	0	19	18	16	2	4,3
	5	380	0	20	19	14	2	
	10	740	5	230	72	28	11	
	11,9	860	8	16	310	62	26	
10.10.89	1	440	1	73	25	13	3	2,1
	5	440	1	80	26	14	3	
	10	590	3	140	80	27	8	
	11,6	820	4	23	300	67	31	
13.11.89	1	510	1	110	50	17	6	1,4

Kalliojärvi, piste 2.

Pvm.	Syv. m	Näkös. m	Lämpöt. °C	O ₂ mg ^l - ¹	O ₂ kyll.%	Sameus FTU	K-aine mg ^l - ¹	J-kyky mSm ⁻¹	Gran-alk. mmoll ⁻¹	pH	Väri Ptmg ^l - ¹	COD _{Cr} mg ^l - ¹	Fe µg ^l - ¹	Mn µg ^l - ¹
12.08.88	1	2,0	16,3	8,9	91			2,7	0,02	5,7	100	13		
	3,3		14,2	4,0	39			3,1	0,01	5,3	140	15	320	110
01.09.88	1	2,2	15,3	7,7	77	0,65		3,1	0,023	5,5	100	13	740	240
	3,5		3,2	1,4	13	1,0		3,3	0,018	5,0	140	16	530	91
21.09.88	1	1,8	9,8	8,4	74	0,90		3,1	0,027	5,7	110	14	520	93
	3,4		9,8	8,4	74	0,90		3,1	0,027	5,7	110	15	520	69
06.10.88	1	1,9	8,8	8,9	77	0,65		3,2	0,021	5,6	120	14	510	74
	3,3		8,7	9,0	77	0,60		3,2	0,025	5,6	120	15	550	62
20.10.88	1		5,6	9,6	76	0,70		3,2	0,023	5,5	120	16	560	62
	3,5	1,8	5,4	9,6	76	0,65		3,2	0,022	5,6	160	15	720	62
08.11.88	1		1,6	11,6	79	0,75		3,2	0,031	5,6	160	15	730	64
	3,3	1,6	2,5	9,8	72	0,75		3,3	0,030	5,6	120	16	700	70
17.01.89	1	1,6	1,6	10,5	75	0,40		3,3	0,025	5,5	120	16	680	64
	3,3		3,3	7,1	53	0,45		3,5	0,029	5,4	140	16	700	79
14.02.89	1	1,6	1,1	9,6	68	0,45		3,6	0,025	5,5	125	16	720	71
	3,3		3,3	5,3	40	0,45		3,7	0,025	5,3	150	16	680	71
14.03.89	1	1,8	0,6	9,7	67	0,50	0,0	4,4	-0,015	4,8	140	18	710	75
	3,4		2,7	6,5	48	0,45	0,3	3,7	0,022	5,2	140	16	710	74
05.04.89	1	1,4	0,7	10,0	70	0,80	0,4	5,6	-0,033	4,6	180	25	940	120
	3,3		3,6	3,6	27	0,85	0,9	4,4	0,011	5,0	180	21	580	65
11.05.89	1	1,7	8,7	9,5	82	0,95	1,5	3,0	0,019	5,4	130	14	620	65
	3,3		6,4	8,0	65	0,90	1,9	3,1	0,019	5,2	120	14	450	92
31.05.89	1		13,9	9,9	96	1,5	7,1	2,9	0,031	6,0	120	15	490	91
	3,3	2,0	9,4	5,3	46	1,3	4,9	3,0	0,026	5,5	120	15	390	45
15.06.89	1		16,2	8,9	91	1,3	2,3	2,9	0,029	5,9	80	14	490	61
	3,3		12,1	4,0	37	1,1	2,3	3,1	0,029	5,4	80	14	350	69
10.07.89	1	1,9	22,1	8,7	91	1,3	4,3	3,0	0,035	6,3	70	12	1100	120
	3,3		15,4	3,6	37	1,5	2,9	3,1	0,038	5,4	100	15	260	56
08.08.89	1	2,1	18,8	7,9	85	0,80	1,7	2,9	0,036	6,1	60	10	810	350
	3,3		13,5	0,4	4	2,0	2,2	3,3	0,045	5,6	120	13	440	82
11.09.89	1	2,6	12,6	7,4	70	1,0	1,5	2,9	0,040	6,0	70	10	440	87
	3,2		12,4	7,9	74	1,0	1,1	2,9	0,040	6,0	70	10	490	61
10.10.89	1	2,2	6,4	9,6	78	0,95	0,8	2,9	0,037	5,9	75	9,9	490	59
	3,2		6,3	9,4	76	1,7	0,8	3,1	0,037	5,9	75	10	490	59
13.11.89	1		4,7	10,7	83	1,7	0,8	3,1	0,034	5,8	100	12	760	71

Kalliojärvi, piste 2

Pvm.	Syv. m	KokN $\mu\text{g l}^{-1}$	$\text{NO}_2\text{-N}$ $\mu\text{g l}^{-1}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{g l}^{-1}$	$\text{NH}_4\text{-N}$ $\mu\text{g l}^{-1}$	KokP $\mu\text{g l}^{-1}$	Suod. $\text{PO}_4\text{-P}$ $\mu\text{g l}^{-1}$	a-chl $\mu\text{g l}^{-1}$
12.08.88	1	480	0	28	10	17	2	
	3,4	690	1	190	79	20	4	
01.09.88	1	540	1	180	27	12	2	4,4
	3,5	700	5	200	90	28	5	
21.09.88	1	580	1	170	52	14	3	2,7
	3,4	550	1	170	52	16	4	
06.10.88	1	620	1	190	59	14	4	1,0
	3,3	690	1	190	58	15	5	
20.10.88	1	740	1	210	61	19	9	0,9
	3,5	780	1	210	62	21	10	
08.11.88	1	730	1	200	73	20	8	
	3,3	920	1	180	68	17	7	
17.01.89	1	780	3	290	97	18	8	
	3,3	720	8	250	100	23	12	
14.02.89	1	770	1	290	98	19	12	
	3,3	700	1	280	65	23	13	
14.03.89	1	1100	1	490	190	120	110	
	3,4	730	1	340	38	39	27	
05.04.89	1	1600	2	810	260	300	280	1,1
	3,6	1200	2	520	170	110	96	
11.05.89	1	640	1	250	6	26	6	7,1
	3,3	640	1	280	15	26	9	
31.05.89	1	900	1	91	4	23	2	34,0
	3,3	590	1	180	1	24	3	
15.06.89	1	510	1	38	9	19	4	9,9
	3,3	500	1	92	25	19	4	
10.07.89	1	550	0	3	8	17	2	11,0
	3,3	550	5	37	100	23	2	
08.08.89	1	510	0	5	8	12	2	6,8
	3,3	470	1	10	84	21	2	
11.09.89	1	390	0	16	20	24	2	4,6
	3,2	400	0	17	16	19	2	
10.10.89	1	420	1	60	23	16	2	3,4
	3,2	440	1	59	23	14	2	
13.11.89	1	510	0	110	48	20	8	1,4

Kalliojärven oja 1

Pvm.	Lämp. °C	Sameus FTU	K-aine mg l^{-1}	J-kyky mSm $^{-1}$	Alkal. mmoll $^{-1}$	pH	Väri Ptmg l^{-1}	COD $_{H_2O_2}$ mg l^{-1}	KokN mg l^{-1}	NO $_2$ -N mg l^{-1}	NO $_3$ -N mg l^{-1}	NH $_4$ -N mg l^{-1}	KokP mg l^{-1}	PO $_4$ -P mg l^{-1}	Suod.
08.08.88		0,70	0,8	15,4		4,0	180	34	6100		4500	940	220	182	
18.08.88			1,5	17,4		3,8		38	7900		5700	1100	160	130	
01.09.88		1,2	0,9	9,8	-0,063	4,3	240	38	2200	4	670	730	170	140	
21.09.88		0,60	1,0	9,0	-0,075	4,4	240	41	1500	3	500	280	170	140	
06.10.88	7,8	0,80	0,7	8,8	-0,069	4,4	300	41	1700	3	600	430	210	170	
20.10.88	1,2	0,75	1,1	8,3	-0,056	4,3	250	40	2000	2	880	550	200	170	
08.11.88	0,2	0,85	0,6	7,6	-0,049	4,4	275	38	2200	4	1000	760	270	240	
14.02.89		0,55	0,3	8,1	-0,044	4,4	250	35	1800	3	790	430	460	430	
22.02.89	0,3	0,55	0,2	7,7	-0,041	4,4	250	39	2000	3	830	500	590	560	
14.03.89		0,50	0,3	8,0	-0,079	4,2	250	33	2200	2	960	440	530	510	
28.03.89				7,7		4,1		36	2100		1100	390	570	520	
05.04.89		0,65	0,3	7,6	-0,066	4,3	275	36	2300	2	1300	480	570	550	
12.04.89	0,6	0,65	1,4	7,0	-0,078	4,2	260	34	1800	1	810	440	470	450	
14.04.89		0,75	2,2	5,9	-0,072	4,3	200	29	1900	1	950	340	370	350	
20.04.89	1,2	0,90	0,8	5,5	-0,061	4,3	250	31	1900	2	890	350	350	330	
26.04.89	2,6	0,65	0,2	5,6	-0,057	4,3	250	31	1600	1	820	200	310	290	
11.05.89	7,6	0,50	0,2	5,2	-0,052	4,4	300	39	1200	2	420	120	300	240	
24.05.89	10,3	0,85	0,31	4,5	-0,032	4,5	400	42	1300	3	300	120	340	270	
15.06.89	9,8	0,90	0,5	4,0	-0,037	4,5	250	44	780	4	33	37	320	270	
24.07.89		0,85	1,0	6,6	-0,048	4,4	250	43	920	0	24	70	360	120	
01.08.89		2,7	7,4	5,4	-0,026	4,5	350	51	1300	1	34	132	510	350	
08.08.89		2,1	2,1	4,6	-0,007	4,7	400	54	1400	1	13	320	510	420	
10.10.89	3,8	1,1	0,9	4,3	0,001	4,8	300	40	760	1	9	54	200	160	
26.10.89	4,7	0,69	0,4	7,6	-0,078	4,2	325	53	830	0	48	32	170	150	
13.11.89	3,8	0,59	0,1	6,9	-0,058	4,3	260	47	850	0	130	33	160	140	
28.11.89	0,2	1,1	0,5	6,6	-0,037	4,5	325	45	1200	2	120	340	220	190	

Kalliojärven oja 2

Pvm.	Lämp. °C	Sameus FTU	K-aine mg l ⁻¹	J-kyky mSm ⁻¹	Alkal. mmoll ⁻¹	pH	Väri Ptmg l ⁻¹	COD _{Mn} mg l ⁻¹	KokN mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	KokP mg l ⁻¹	Suod. PO ₄ -P mg l ⁻¹
08.08.88				16,8		4,1		21	18000		14000	3500	30	12
18.08.88				14,0		4,0		32	16000		7100	2900	48	26
01.09.88		1,1	1,5	5,3	-0,008	4,7	275	37	3100	3	1200	1200	69	35
21.09.88		1,0	2,3	5,1	-0,020	4,7	275	41	2600	3	1000	870	72	44
06.10.88	8,1	0,95	6,1	4,9	-0,024	4,7	275	38	2100	2	960	730	81	55
20.10.88	2,3	1,7	9,5	4,8	-0,015	4,7	275	37	2400	2	970	680	76	57
08.11.88	0,1	0,70	3,0	4,7	-0,012	4,7	250	31	2200	2	950	650	79	62
14.02.89		0,85	3,2	6,6	-0,060	4,3	300	40	3100	1	1100	1500	280	260
22.02.89	0,3	0,70	1,9	5,8	-0,047	4,4	325	44	2700	1	800	1300	260	245
01.03.89				5,4		4,4		31	2100	1	720	970	170	150
14.03.89		0,50	2,0	6,0	-0,050	4,4	200	29	2700	0	950	1100	150	140
28.03.89				5,3		4,4		30	2200		1000	780	98	81
05.04.89		0,95	0,5	5,0	-0,038	4,6	180	26	2000	1	1000	570	83	73
12.04.89	0,2	0,80	12,0	4,4	-0,025	4,6	200	25	1500	1	630	470	80	63
20.04.89	1,4	0,85	3,9	4,3	-0,036	4,5	200	25	1800	1	780	550	100	81
26.04.89	2,6	0,60	19,0	4,4	-0,031	4,5	200	26	1800	1	740	510	100	84
11.05.89	6,3	0,45	0,4	4,3	-0,035	4,5	200	30	1300	1	370	360	98	79
24.05.89	11,8	0,55	0,88	3,6	-0,012	4,7	200	29	730	2	190	27	88	60
26.10.89	5,2	0,58	2,4	5,7	-0,042	4,4	200	37	870	0	250	80	38	28
13.11.89	4,4	0,52	0,3	5,2	-0,033	4,5	160	30	780	0	180	66	37	28

Kalliojärven oja 3

Pvm.	Lämp. °C	Sameus FTU	K-aine mg ⁻¹	J-kyky mSm ⁻¹	Alkal. mmoll ⁻¹	pH	Väri Ptmg ⁻¹	COD _{Mn} mg ⁻¹	O ₂	KokN mg ⁻¹	NO ₂ -N mg ⁻¹	NO ₃ -N mg ⁻¹	NH ₄ -N mg ⁻¹	KokP mg ⁻¹	Suod. PO ₄ -P mg ⁻¹
18.08.88				8,6		4,4		31		8300		7100	860	15	4
01.09.88		1,2	4,0	3,7	0,065	5,9	150	16		2200	2	1600	6	21	4
21.09.88		0,70	2,9	3,7	0,051	5,5	120	18		1900	2	1400	27	14	4
06.10.88	9,3	0,80	1,5	4,2	0,048	5,5	110	15		2200	2	1900	45	12	2
20.10.88	2,0	0,70	7,8	5,0	0,048	5,6	80	12		3000	2	2800	55	12	4
08.11.88	0,1	0,70	6,9	5,3	0,049	5,3	100	17		3400	2	3000	75	42	2
16.01.89		3,6	3,0	4,8	0,103	5,7	60	5,5		2500	3	2300	67	12	2
14.03.89		0,75	4,0	5,6	0,021	5,2	60	8,6		4000	1	3400	35	9	2
28.03.89				6,6		4,9		9,2		5200		4800	45	7	2
05.04.89		1,4	2,2	7,2	0,018	5,3	50	6,4		5600	1	5500	48	7	2
12.04.89	0,8	0,85	17	4,4	0,002	4,9	100	14		2700	0	2300	22	19	4
20.04.89	3,9	0,85	82	5,9	-0,0019	4,7	60	9,7		4400	0	4100	150	15	1
26.04.89	4,2	0,45	3,2	5,9	-0,003	4,9	55	8,1		4400	1	3900	65	7	2
11.05.89	8,0	0,50	2,4	5,3	0,017	5,3	65	9,4		3600	1	3300	11	9	3
26.10.89	5,7	0,50	0,4	4,1	0,039	5,4	130	21		710	0	320	7	10	3
13.11.89	4,2	0,41	0,1	4,0	0,035	5,5	80	15		1200	0	890	4	7	4

Kalliojärven oja 4

Pvm.	Lämp. °C	Sameus FTU	K-aine mg/l	J-kyky mSm ⁻¹	Alkal. mmoll ⁻¹	pH	Väri Ptmg/l	COD _{Mn} mg/l	KokN µg/l	NO ₂ -N µg/l	NO ₃ -N µg/l	NH ₄ -N µg/l	KokP µg/l	Suod. PO ₄ -P µg/l
08.08.88				2,9		5,6		20	950		350	8	25	5
18.08.88				3,0		5,3		21	1200		670	29	22	3
01.09.88		0,80	1,0	3,7	0,038	5,6	220	22	1200	2	580	96	23	7
21.09.88	8,4	1,2	1,5	3,7	0,071	5,6	220	27	1200	7	450	160	40	20
06.10.88	8,6	0,85	1,0	3,7	0,071	5,7	220	26	1100	4	390	150	42	24
20.10.88	4,0	1,0	3,3	3,7	0,070	5,9	220	27	1200	3	410	160	49	30
08.11.88	0,2	0,60	2,9	3,9	0,070	5,7	250	27	1200	3	420	150	48	31
16.01.89		0,70	0,6	3,9	0,072	5,8	240	26	1400	2	420	170	39	34
14.02.89		0,55	1,8	4,1	0,032	5,3	200	25	1200	1	540	130	48	33
22.02.89	0,2	0,55	0,4	4,2	0,039	5,2	200	25	1200	2	530	130	47	35
01.03.89				4,2		5,1		25	1100	1	470	120	43	33
14.03.89		0,45	0,3	4,2	0,010	4,9	160	23	1100	1	560	130	39	30
28.03.89				4,1		4,8		27	1200		650	47	34	20
05.04.89		0,75	0,2	4,2	0,000	4,9	150	22	1300	1	730	120	33	24
12.04.89	0,8	0,50	0,6	3,9	0,006	5,0	120	19	1100	1	660	89	39	27
20.04.89	1,7	0,65	1,6	3,3	-0,008	4,8	120	17	1100	1	670	97	36	20
26.04.89	3,5	0,75	1,5	3,2	0,006	5,0	120	17	880	1	470	40	30	9
11.05.89	8,7	0,55	0,9	3,3	0,050	5,7	200	21	730	1	190	33	28	11
24.05.89	13,2	0,65	0,74	3,3	0,066	5,9	200	21	650	1	120	52	30	13
15.06.89	12,7	0,85	1,0	3,3	0,065	5,9	125	20	530	0	25	38	29	15
24.07.89		1,9	1,3	3,4	0,057	5,7	125	17	530	0	35	11	29	4
01.08.89		1,5	2,0	3,4	0,069	5,7	120	17	600	1	71	6	37	4
08.08.89		1,1	1,1	3,3	0,070	5,7	140	17	650	1	55	47	36	15
11.09.89		1,5	0,7	3,5	0,079	5,8	130	18	620	1	68	70	35	13
25.09.89		0,75	0,6	3,5	0,081	6,0	130	17	570	1	77	22	15	12
10.10.89	4,7	1,7	0,7	3,6	0,091	6,0	160	18	630	2	110	68	37	16
26.10.89	4,8	1,8	1,8	3,7	0,084	6,0	150	19	710	1	95	110	50	22
13.11.89	4,2	1,5	1,0	3,7	0,069	6,0	140	20	720	1	120	90	43	23
28.11.89	0,2	1,2	0,6	4,2	0,077	5,9	200	21	780	1	150	120	45	25

Kalliojärven oja 5

Pvm.	Lämp. °C	Sameus FTU	K-aine mg l ⁻¹	J-kyky mSm ⁻¹	Alkal. mmoll ⁻¹	pH	Väri Ptmg l ⁻¹	COD _{Mn} mg l ⁻¹	KokN mg l ⁻¹	NO ₂ -N mg l ⁻¹	NO ₃ -N mg l ⁻¹	NH ₄ -N mg l ⁻¹	KokP mg l ⁻¹	Suod. PO ₄ -P mg l ⁻¹
08.08.88				2,2		5,3		20	420		33	25	21	5
18.08.88				2,6		5,0		21	540		43	43	38	22
01.09.88		1,3	1,4	2,8	0,042	5,6	200	21	410	1	22	16	22	9
21.09.88	7,5	1,0	2,1	2,8	0,031	5,6	180	21	450	1	37	27	20	8
06.10.88	8,3	1,5	3,0	2,9	0,032	5,6	160	21	510	1	43	38	22	8
20.10.88	2,2	1,1	2,6	2,9	0,040	5,6	180	21	550	1	60	58	21	10
08.11.88	0,2	1,3	3,6	3,1	0,039	5,6	200	20	520	1	67	63	23	10
16.01.89		4,9	7,9	3,1	0,045	5,5	200	20	620	2	87	110	32	9
14.02.89		1,8	10,0	3,2	0,024	5,2	160	20	310	1	120	76	25	11
22.02.89	0,2	1,6	6,8	3,3	0,023	5,3	160	22	590	1	110	75	29	9
14.03.89		1,8	9,8	3,3	0,014	5,1	140	17	580	1	190	82	24	8
28.03.89				3,3		4,9		18	610	0	190	76	18	3
05.04.89		2,1	2,9	3,2	0,009	5,1	120	15	500	1	210	72	15	5
12.04.89	0,4	2,7	47	3,1	0,004	5,0	140	18	790	0	260	140	44	14
20.04.89	3,2	3,0	23	2,7	-0,008	4,9	120	16	510	1	110	68	40	6
26.04.89	3,7	1,2	9,7	2,7	0,002	5,0	120	16	510	1	120	57	24	4
11.05.89	8,8	0,85	2,4	2,7	0,012	5,4	120	16	490	1	86	42	16	1
24.05.89	13,7	0,95	0,16	2,6	0,022	5,6	120	15	350	0	22	12	16	4
15.06.89	11,7	0,80	1,2	2,6	0,019	5,7	100	13	360	0	17	7	15	7
01.08.89		1,4	1,8	3,4	0,043	5,8	100	17	430	0	4	3	25	5
08.08.89		1,0	0,9	3,2	0,037	5,9	80	13	350	0	4	5	21	6
11.09.89		0,70	0,6	2,9	0,040	6,1	70	12	320	0	3	2	14	4
10.10.89		0,90	0,9	3,2	0,058	6,2	110	12	330	1	19	5	15	6
26.10.89	4,8	0,83	1,4	3,4	0,029	5,5	130	18	500	0	79	60	18	7
13.11.89	3,9	0,75	0,5	3,3	0,025	5,6	120	16	480	0	75	54	16	8
28.11.89	0,1	1,1	0,9	3,6	0,041	5,5	130	15	510	0	81	80	19	10

Kalliojärvi, lähtevä

Pvm.	Lämp. °C	Sameus FTU	K-aine mg l ⁻¹	J-kyky mSm ⁻¹	Alkal. mmoll ⁻¹	pH	Väri Ptmg l ⁻¹	COD _{Mn} mg l ⁻¹	O ₂	KokN µg l ⁻¹	NO ₂ -N µg l ⁻¹	NO ₃ -N µg l ⁻¹	NH ₄ -N µg l ⁻¹	KokP µg l ⁻¹	Suod. PO ₄ -P µg l ⁻¹
08.08.88		0,81	1,5	2,6		5,6	80	13		400		36	7	15	5
18.08.88				2,4		5,5		14		490		83	16	16	3
01.09.88		0,55	0,6	3,1	0,022	5,4	110	13		590		150	37	10	2
21.09.88	9,6	0,90	0,7	3,1	0,026	5,5	110	14	1	540		140	53	13	3
06.10.88	9,0	0,60	0,4	3,2	0,021	5,5	120	14	1	570		170	58	15	6
20.10.88	5,1	0,70	0,9	3,2	0,023	5,4	120	15	1	590		190	59	17	10
08.11.88	0,2	0,80	0,8	3,3	0,028	5,5	140	15	1	630		180	71	19	7
16.01.89		0,60	0,6	3,4	0,033	5,5	140	15	1	730		220	21	18	5
14.02.89		0,50	0,2	3,7	0,024	5,3	140	16	1	390		270	89	23	15
22.02.89	0,6	0,45	0,3	3,7	0,022	5,3	145	16	1	750		300	81	24	16
01.03.89				3,6		5,3		16	1	730		280	73	21	16
14.03.89		0,45	0,3	3,7	0,016	5,1	140	16	1	830		330	100	42	34
05.04.89		0,95	0,4	3,8	0,003	5,0	150	17	1	900		590	96	57	42
12.04.89	1,3	0,90	1,1	3,8	0,004	4,9	120	17	2	900		410	69	62	34
20.04.89	3,1	0,85	2,0	3,8	-0,006	4,8	140	18	1	1000		510	84	95	70
26.04.89	4,8	1,3	1,7	3,0	0,000	5,0	120	14	1	1100		350	15	46	7
11.05.89	8,7	0,85	1,5	3,0	0,015	5,3	120	15	1	630		250	7	24	5
24.05.89	15,2	1,0	0,1	3,0	0,024	5,7	105	14	1	630		150	12	21	3
15.06.89	16,2	1,2	1,8	2,9	0,031	5,8	80	13	0	440		36	10	17	4
01.08.89		0,70	1,2	2,9	0,039	5,8	70	11	0	390		11	13	12	2
08.08.89		0,60	1,4	3,0	0,036	5,7	60	10	0	380		43	7	18	4
11.09.89	11,5	0,70	0,5	2,9	0,038	5,8	65	10	0	390		26	18	12	3
25.09.89		0,70	0,7	2,9	0,035	5,7	70	10	0	440		53	12	5	2
10.10.89	6,2	1,1	0,8	2,9	0,035	5,9	75	9,8	1	440		63	22	15	2
26.10.89	5,4	0,92	0,5	3,0	0,035	5,8	80	11	0	470		88	31	12	6
13.11.89	4,7	1,5	0,7	3,1	0,035	5,8	100	12	0	500		110	45	21	9
28.11.89	1,3	1,5	0,5	3,3	0,036	5,8	110	12	0	520		130	49	18	7

